

Reutilizar purines de tambo como oportunidad para reciclar nitrógeno y reducir su impacto ambiental

SILVINA I. PORTELA^{1,✉}; PATRICIA I. ARAUJO^{1,2}; SILVINA B. RESTOVICH³; TOMÁS DELLA CHIESA^{3,4}; JULIANA M. PONSÁ⁵ & ANDREA PEÑAS BALLESTEROS⁵

¹ Estación Experimental Agropecuaria Pergamino, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). ² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). ³ Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura (IFEVA), Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, CONICET. ⁴ Cátedra de Climatología y Fenología Agrícolas, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. ⁵ Escuela de Ciencias Agrarias, Naturales y Ambientales, Universidad Nacional del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires (UNNOBA).

RESUMEN. Los purines de tambo (excretas mezcladas con agua de las instalaciones de ordeño) se pueden reutilizar en la producción agrícola como reemplazo de los fertilizantes sintéticos. Sin embargo, su alta concentración nitrogenada podría estimular la volatilización de amoníaco (NH_3) y la emisión de óxido nitroso (N_2O), con consecuencias sobre el calentamiento global. Nuestros objetivos fueron cuantificar las salidas de NH_3 y N_2O en un cultivo de maíz fertilizado con purín o urea aplicados superficialmente y relacionar las emisiones de N_2O con los cambios en el contenido de amonio, nitrato y agua del suelo. Se realizó un experimento manipulativo a campo en el que se midieron ambas salidas gaseosas durante una campaña agrícola. El purín estimuló la volatilización de NH_3 al día siguiente de la aplicación (2.7 ± 0.25 vs. 1.1 ± 0.25 y 0.6 ± 0.25 kg N- NH_3 .ha⁻¹.día⁻¹ para purín, urea y control, respectivamente), y la emisión directa de N_2O durante los tres días siguientes a la aplicación (75 ± 13 vs. 28 ± 5 y 26 ± 6 μg N- N_2O . m⁻².h⁻¹ para purín, urea y control, respectivamente). A partir del cuarto día, la volatilización de NH_3 fue mayor con urea y las emisiones de N_2O se equipararon entre tratamientos. La volatilización acumulada durante el ciclo de maíz fue mayor con urea, y la emisión directa de N_2O acumulada fue similar para ambos fertilizantes. Las emisiones de N_2O estuvieron asociadas a la humedad del suelo, que aumentó inicialmente por el agua del purín y luego por las lluvias. Las salidas de NH_3 + N_2O de los fertilizantes luego de descontar el control fueron mayores con urea que con purín (10.8 ± 1.2 y 3.1 ± 0.7 kg N/ha o 0.53 ± 0.06 y 0.18 ± 0.04 kg N/t MS), y el rendimiento de maíz fue similar entre tratamientos (19.0 ± 0.7 t MS/ha). Estos resultados muestran que el uso de purines es una práctica promisoriosa para reducir el impacto ambiental de los fertilizantes sintéticos.

[Palabras clave: uso agronómico de purín, volatilización de amoníaco, emisión de óxido nitroso, Pampa Ondulada]

ABSTRACT. Reuse of dairy cattle slurry as an opportunity to recycle nitrogen and reduce its environmental impact. Dairy cattle slurry (liquid mixture of manure and water from the milking operation) can be reused for agricultural production in replacement for synthetic fertilizers. However, its high nitrogen (N) concentration could stimulate the volatilization of ammonia (NH_3) and nitrous oxide (N_2O) emission, with consequences for global warming. Our objectives were: to quantify NH_3 and N_2O loss in maize fertilized with surface-applied dairy cattle slurry or urea, and to relate N_2O emission with soil ammonium, nitrate and water contents. We performed a manipulative field experiment where we measured both gaseous losses during an agricultural campaign. Slurry enhanced NH_3 volatilization the day after the application (2.7 ± 0.25 vs. 1.1 ± 0.25 and 0.6 ± 0.25 kg N- NH_3 .ha⁻¹.day⁻¹ for slurry, urea and the control, respectively) and direct N_2O emission during three days after the application (75 ± 13 vs. 28 ± 5 and 26 ± 6 μg N- N_2O .m⁻².h⁻¹ for slurry, urea and the control, respectively). Four days after application, volatilization was higher with urea and N_2O emissions were similar between treatments. The loss of NH_3 accumulated throughout the maize growing season was higher for urea than for slurry, and the accumulated N_2O emission was similar for both fertilizers. Nitrous oxide emissions were related to soil water content, initially introduced with slurry and then with rainfall. The loss of NH_3 + N_2O from the fertilizers after subtracting that of the control, was higher after the application of urea than slurry (10.8 ± 1.2 and 3.1 ± 0.7 kg N/ha or 0.53 ± 0.06 and 0.18 ± 0.04 kg N/t MS), and maize yield was similar for both fertilization treatments (19.0 ± 0.7 t MS/ha). These results show that fertilization with dairy cattle slurry is a promising practice because it has a lower environmental footprint compared to synthetic fertilizers.

[Keywords: slurry application, ammonia volatilization, nitrous oxide emission, Argentine Rolling Pampas]

INTRODUCCIÓN

La producción de leche en la Argentina, como otras actividades agropecuarias muestra desde 1990 una tendencia a la intensificación (Herrero and Gil 2008). Esto implica la concentración de animales por unidad de superficie y el aumento en el uso de insumos, principalmente alimentos externos, lo que resulta en el incremento de los flujos de energía y de nutrientes. Dado que los animales excretan entre 60 y 80% del nitrógeno (N) y fósforo (P) que ingieren a través de la orina y las heces (Van Horn et al. 1994), es habitual que ocurra acumulación de nutrientes y riesgo de contaminación puntual en estos agroecosistemas (Viglizzo and Roberto 1997). Además, si bien la producción de leche se realiza sobre todo en sistemas extensivos con base pastoril y suplementación a campo, a diario se genera una gran cantidad de efluentes o purines durante el ordeño. Estos purines (las excretas mezcladas con el agua utilizada en las instalaciones de ordeño) a menudo son considerados un desecho cuyo descarte representa un problema para el productor.

Los purines se suelen acumular en lagunas artificiales construidas para su almacenamiento. Sin embargo, este almacenamiento es temporal, ya que una vez que las lagunas se llenan surge la necesidad de vaciarlas. Esto promueve el vertido no planificado de purines, lo cual resulta en situaciones contaminantes por acumulación o por transferencia excesiva de nutrientes hacia otros ecosistemas. No obstante, una medida para mitigar el impacto ambiental de los purines es reutilizarlos como fuente de nutrientes para la producción agrícola. La captación de estos nutrientes por los cultivos podría reducir la carga contaminante que ingresa a los cursos de agua, reciclar nutrientes en el sistema suelo-planta y reducir el uso de fertilizantes sintéticos, favoreciendo que los ciclos de la materia se vuelvan más cerrados (Huygens et al. 2020; Lombardi et al. 2022). En línea con esto, la distribución de residuos pecuarios en campos agrícolas ha adquirido gran relevancia en los últimos años como oportunidad de integración agrícola ganadera a distintas escalas espaciales y temporales (Watson et al. 2019). A partir de esta práctica se pueden equiparar los ingresos y egresos de N y P, ya que se trasladan los excedentes a campos deficitarios y se favorece su acumulación en reservorios orgánicos más estables por sobre los inorgánicos más lábiles, promoviendo la

provisión de servicios ecosistémicos como el ciclado de nutrientes (Van Horn et al. 1994; Drinkwater 2004).

La composición de los purines de tambo es muy variable en el tiempo (aun en un mismo tambo) y entre tambos, ya que depende del tipo de tambo, el manejo y la alimentación del rodeo, el sistema de captación y tratamiento de los purines, la calidad y la cantidad de agua utilizada en las instalaciones de ordeño, etc. (Cañada et al. 2018; Estellés Barber and Martínez 2022). Por este motivo, aun evaluando su composición antes de la aplicación, es habitual que la dosis de N efectivamente aplicada difiera de la dosis objetivo (Maris et al. 2021). Además, la presencia de una fracción de los nutrientes (N y P) en forma orgánica requiere la transformación de los mismos a formas inorgánicas antes de ser absorbidos por las plantas, lo que les otorga un comportamiento menos predecible como fertilizantes que las fuentes inorgánicas comerciales (Schils et al. 2020). Por otro lado, teniendo en cuenta que ~70% del nitrógeno total (NT) se encuentra en forma amoniacal (NH_3 y NH_4^+) (Nosetti et al. 2002), su uso podría promover pérdidas de N hacia la atmósfera a través de la volatilización de amoníaco (NH_3) y de la emisión de óxido nitroso (N_2O), con consecuencias directas sobre el calentamiento global (Ravishankara et al. 2009; IPCC 2013). Sin embargo, Lombardi et al. (2022) sugieren que las emisiones derivadas de la fertilización con purines serían menores que las de la opción alternativa de mantener el purín por más tiempo en las lagunas de almacenamiento.

Aplicar purines aumenta de manera transitoria el contenido de amonio (NH_4^+), agua y materia orgánica fácilmente mineralizable en los primeros centímetros de suelo (Maris et al. 2021). Una proporción importante del NH_4^+ del purín proviene de la misma molécula que se utiliza como fertilizante inorgánico de síntesis: la urea. La urea se hidroliza y produce NH_4^+ a partir de la acción de la enzima ureasa, ubicada en el sistema suelo-planta. En el caso del purín, la hidrólisis ocurre durante su almacenamiento, mientras que, en el caso del fertilizante inorgánico, ocurre una vez depositado en el suelo si la humedad del mismo lo posibilita. Así, un suelo fertilizado con purín recibe el N principalmente en forma amoniacal, mientras que un suelo fertilizado con urea recibe una molécula orgánica que debe hidrolizarse para producir NH_4^+ . Si el pH del suelo es >7 y la temperatura $>20^\circ\text{C}$, el NH_4^+

puede transformarse en NH_3 y perderse hacia la atmósfera por volatilización (Peoples et al. 1995), o bien puede transformarse en nitrato (NO_3^-) a través de bacterias nitrificadoras y este ser absorbido por las plantas, inmovilizado por microorganismos del suelo o transformado en dinitrógeno (N_2) por desnitrificación (Figura 1). Como el NH_4^+ agregado se transforma rápidamente en NO_3^- , las pérdidas de NH_3 por volatilización ocurren mayormente en los diez días siguientes a la fertilización con una fuente amoniacal (Álvarez et al. 2007).

La nitrificación y la desnitrificación del N incorporado como fertilizante y del NH_3 volatilizado y redepositado producen N_2O (emisión directa o indirecta, según provenga del fertilizante aplicado o del NH_3 volatilizado y redepositado), que es un potente gas de efecto invernadero y principal agente reductor del ozono estratosférico (Nevison 2002; Ravishankara et al. 2009). Ambos procesos son regulados por numerosos factores bióticos y abióticos (Chapin et al. 2002). Sin embargo, como regla general se puede asumir que la emisión de N_2O aumenta cuando el porcentaje del espacio poroso del suelo lleno de agua se encuentra entre 40 y 80% y a medida que

aumenta la temperatura y la disponibilidad de N mineral (Davidson et al. 2000; Araujo et al. 2021). Por ello, en general, la emisión de N_2O aumenta luego de una fertilización nitrogenada, y la intensidad de dicho flujo depende de la dosis de N (Shcherbak et al. 2014). También se ha demostrado que el efecto del momento de la fertilización está muy asociado a la ocurrencia de lluvia, a su relación con la humedad del suelo y al estado fenológico del cultivo, lo que determina el patrón de emisión de N_2O a lo largo del ciclo del mismo (Peoples et al. 1995; Matson et al. 1998). En consecuencia, la tasa de emisión es menor durante los períodos de mayor absorción de agua y N del cultivo, con respecto a la fase vegetativa temprana y la senescencia (Della Chiesa et al. 2019; Vangeli et al. 2022).

Si bien la incorporación de fertilizantes de base amoniacal al suelo es uno de los principales promotores de las emisiones de NH_3 y N_2O , los suelos no fertilizados también son una fuente no despreciable de estos gases (lo que constituye la emisión de base). Esto puede estar asociado a la mineralización de la materia orgánica del suelo, que también produce NH_4^+ , a fertilizaciones anteriores al

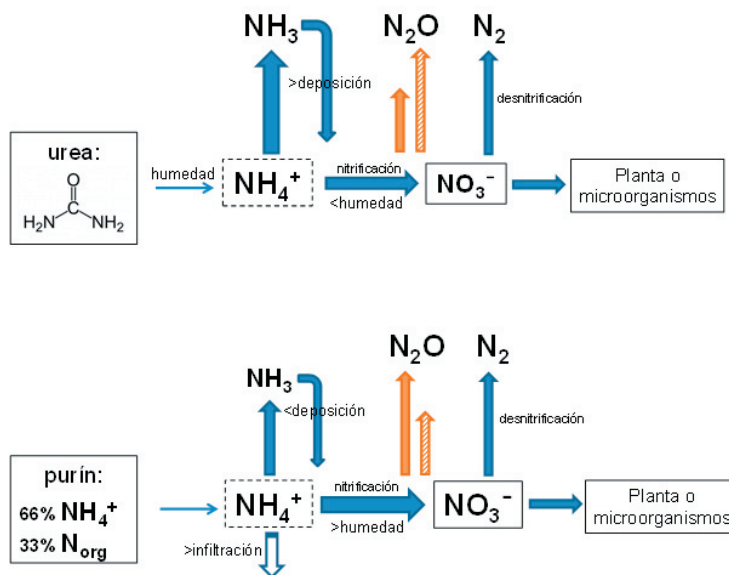


Figura 1. Esquema conceptual de los efectos de la fertilización con purín o urea sobre la circulación y las salidas gaseosas de nitrógeno. Nuestra primera hipótesis es que, a igual incorporación de N a partir de los fertilizantes evaluados (purín y urea), la aplicación de purín estimula la emisión directa de N_2O (flechas anaranjadas llenas) y reduce la volatilización de NH_3 y la emisión indirecta de N_2O (flechas rayadas) en relación con la fertilización con urea debido a que el agua del purín aumenta el contenido de agua del suelo, mientras que la aplicación de urea no implica agregado de agua. El tamaño de las flechas refiere a la magnitud del flujo.

Figure 1. Conceptual representation of the effects of fertilizing with dairy cattle slurry or urea on N circulation and gaseous outputs. Our first hypothesis is that, with similar N input from the fertilizers (slurry and urea), the application of slurry enhances direct N_2O emission (solid orange arrows) and reduces NH_3 volatilization and indirect N_2O emission (stripped orange arrows) in relation to surface applied urea because the water content of the slurry increases soil water content while urea application does not involve addition of water. The size of the arrows relates to the magnitude of the flux.

período evaluado y a excretas depositadas en lotes pastoreados. Además, el agregado de N orgánico o inorgánico interactúa con el N del suelo y así estimula las emisiones provenientes del mismo (Lampe et al. 2006). Por estos motivos, para vincular las salidas gaseosas a una práctica de fertilización es necesario cuantificar y descontar las emisiones producidas sin agregado de N. Los factores de emisión (para N_2O) y de partición (en el caso de NH_3) representan el porcentaje del N aplicado que se emite, y su cálculo incorpora las emisiones de base que deben sustraerse de las emisiones brutas de parcelas fertilizadas, ya que no se originan directamente en la fertilización (IPCC 2019).

Los objetivos de este trabajo fueron 1) cuantificar las salidas gaseosas de N (NH_3 y N_2O) en un cultivo de maíz para silo fertilizado con purín de tambo o urea aplicados superficialmente, ajustando la dosis aplicada a partir del método del balance para evitar la sobrefertilización y considerando las emisiones de base, y 2) relacionar las emisiones de N_2O con los cambios en las concentraciones de NH_4^+ y NO_3^- producidas por urea y purín y en el porcentaje del espacio poroso del suelo lleno de agua producido por el agua del purín o la lluvia. Dependiendo de la lámina de purín aplicada, el agua introducida al suelo aumentaría el porcentaje del espacio poroso del suelo lleno de agua estimulando primero la nitrificación, y a medida que disminuye la difusión de O_2 , también la desnitrificación (Davidson 1991; Maris et al. 2021). Además, la materia orgánica del purín aportaría un sustrato fácilmente mineralizable para las bacterias desnitrificadoras, que son predominantemente heterótrofos (Velthof and Mosquera 2011). Por otro lado, las prácticas más difundidas para mitigar las pérdidas de NH_3 por volatilización son la incorporación del fertilizante sólido, la inyección del purín y la infiltración del fertilizante por lluvia o riego, de modo que el NH_4^+ derivado del fertilizante se adsorba a las partículas de suelo y el NH_3 encuentre resistencia a la difusión hacia la atmósfera (Rochette et al. 2013; Sanz-Cobena et al. 2014). Nuestras hipótesis de

trabajo postulan que, a igual incorporación de N a partir de los fertilizantes evaluados (purín y urea) 1) la aplicación de purín estimula la emisión directa de N_2O y reduce la volatilización de NH_3 y la emisión indirecta de N_2O en relación a la fertilización con urea debido a que el agua del purín aumenta el contenido de agua del suelo, mientras que la aplicación de urea no implica agregado de agua (Figura 1), y 2) las lluvias posteriores a la aplicación estimulan la emisión directa de N_2O independientemente del tratamiento de fertilización debido al aumento del contenido de agua del suelo. Para evaluar las hipótesis realizamos un experimento a campo en un tambo de la Región Pampeana Húmeda, donde se fertilizó un cultivo de maíz para silo con purín de la última laguna de tratamiento, de un sistema de tres lagunas, o con urea, y se dejó un control sin fertilizante.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

El experimento se realizó en un tambo ubicado en la localidad de Acevedo, al NO de la provincia de Buenos Aires, a ~20 km de la ciudad de Pergamino. El campo tiene una superficie de 114 ha y ~300 vacas Frisio-Jersey en ordeño. El clima es templado húmedo sin estación seca, con temperatura media de 9.2 y 23.5 °C durante los meses más frío y más cálido, respectivamente (Hall et al. 1992). La precipitación media anual para el período 1910-2018 fue 988 mm (Red Agroclimática, INTA). El suelo es un Argiudol vértico de la Serie Ramallo (fase bien drenada) (INTA 1973). Es un suelo fértil (Tabla 1), de textura franco arcillo limosa hasta los 25-30 cm y luego presenta una transición gradual hacia un horizonte B2t de textura arcillosa pesada y gran espesor (desde los 40 hasta los 130 cm). El sistema productivo está basado en el aprovechamiento del pasto en forma directa con suplementación a campo. Los purines provenientes de las operaciones de ordeño son conducidos a través de tres lagunas de tratamiento que permiten la sedimentación de los sólidos en suspensión y descomposición

Tabla 1. Características químicas del suelo donde se realizó el experimento de fertilización. El campo está ubicado en la localidad de Acevedo, al NO de la provincia de Buenos Aires, Argentina.

Table 1. Chemical characteristics of soil at the experimental site. The farm is located in Acevedo, NW Province of Buenos Aires, Argentina.

Profundidad (cm)	Carbono (g/kg)	Nitrógeno (g/kg)	N- NO_3^- (g/kg)	Fósforo extractable (mg/kg)	Humedad (%)
0-20	22.3	3.0	32.2	67.0	21.2
20-40	12.5	1.4	10.7	18.0	19.7
40-60	6.9	0.9	4.2	8.1	27.3

parcial de la materia orgánica. La Tabla 2 presenta las características del purín de la tercera laguna de tratamiento utilizada como fuente de purín para el experimento.

Tabla 2. Características físico-químicas del purín utilizado como fuente fertilizante en el experimento.

Table 2. Physical and chemical characteristics of the slurry used in the experiment.

Variable	Valor	Unidad
pH	7.8	
Conductividad eléctrica	4.38	dS/m
Sólidos totales	2876	mg/L
Sólidos disueltos totales	2500	mg/L
Fósforo total	59	mg/L
Fósforo reactivo soluble	20	mg/L
Nitrógeno total	346	mg/L
N-NH ₄ ⁺	230	mg/L
N-NO ₃ ⁻	2.6	mg/L

Descripción del experimento

El experimento se llevó a cabo mediante un diseño completamente aleatorizado. El factor evaluado fue 'tratamiento de fertilización' y los niveles fueron 3: purín, urea y un control sin aplicación de fertilizante. Se utilizaron 3 repeticiones por tratamiento (3 tratamientos x 3 repeticiones = 9 parcelas experimentales). El 15 septiembre 2020 se sembró un híbrido de maíz para silaje adaptado a la zona (Stine 120-29 BTRG) utilizando siembra directa y en surcos distanciados a 52 cm, en parcelas experimentales de 5 m de ancho x 10 m de largo. La dosis de urea (N_{urea}) se calculó a partir del método del balance, asumiendo una demanda (N_{abs}) de 309 kg N/ha para lograr un rendimiento objetivo de 13 ton grano/ha, una oferta de N del suelo de 267 kg N/ha [proveniente del contenido inicial de N-NO₃⁻ y de la mineralización del N orgánico (N_{min}) durante el ciclo de cultivo] y una eficiencia de utilización del N del fertilizante de 0.75 (Ecuación 1).

$$N_{urea} = \frac{[N-NO_3^- + N_{min}]_{0-60\text{ cm}} - N_{abs}}{0.75}$$

Ecuación 1

Este cálculo determinó que se debían aplicar 54 kg N/ha, es decir 118 kg urea/ha. Teniendo en cuenta la concentración de NT del purín medida un mes antes de la aplicación (8 octubre 2020), se calculó el volumen de purín que se debía aplicar para lograr la misma dosis de N que con urea. El resultado fue que se debían aplicar 156 m³ purín/ha.

La fertilización se realizó el 8 de noviembre del 2020 en el estadio V4-V5 del maíz (Ritchie et al. 1986), esparciendo manualmente en los entresurcos la urea y el purín disponible en ese momento en la tercera laguna de tratamiento. El día de la aplicación se midió nuevamente la concentración de NT del purín utilizado para conocer la cantidad de N efectivamente aplicada. La concentración de NT del purín varió de 346 mg/L en el muestreo inicial del 8 octubre 2020 a 200 mg/L el día de la aplicación (8 noviembre 2020). Esto tuvo como consecuencia que las parcelas fertilizadas con urea recibieron la dosis calculada a partir del método del balance (54 kg N/ha) y las fertilizadas con purín una dosis menor (31 kg N/ha).

Medición de N₂O

Las emisiones de N₂O se midieron día por medio durante los 9 días siguientes a la aplicación de la urea o purín (días 1, 3, 5, 7, 9). A partir del día 10 (estadio V7 de maíz) y hasta el momento del corte (día 84), se midió al día siguiente de cada evento de lluvia (días 18, 35, 65 y 70) para captar los picos de emisión asociados al aumento del porcentaje del espacio poroso de suelo lleno de agua (Krichels et al. 2022). De esta forma se analizó la emisión de N₂O en dos periodos diferentes del ciclo: en el primero (días 1 a 9) se buscó estudiar el efecto inmediato de la fertilización, y en el segundo (días 10 a 84), el efecto de la precipitación. Se realizaron dos mediciones simultáneas (submuestras) por parcela experimental entre las 9 y las 12 h, utilizando la metodología de cámaras estáticas y bases (Parkin and Venterea 2010). Dos semanas antes de iniciar las mediciones se instalaron las bases metálicas en los entresurcos y se mantuvieron en la misma posición durante todo el experimento. La aplicación de la urea o purín en el interior de las bases se realizó independientemente del resto de la parcela experimental para dispensar la dosis con precisión. En cada medición, se apoyó una cámara de 37x25x14 cm de altura sobre cada base metálica a la que se le agregó una película de agua para favorecer el sellado. Se extrajo el gas acumulado en su interior en tres momentos: 0, 15 y 30 minutos a partir del momento de apoyar la cámara, y se lo almacenó en viales de 10 mL. Antes de cada extracción, se evacuaron los viales con una bomba de vacío manual acoplada a un sistema de válvulas y mangueras y luego de tres extracciones y cargas consecutivas se tomó la muestra gaseosa definitiva. Las

muestras se analizaron con un cromatógrafo gaseoso GC 7890 A en el Laboratorio de Servicios Analíticos Especiales de la Facultad de Agronomía, UBA.

La tasa de emisión de N_2O de cada tratamiento se calculó ajustando un modelo de regresión lineal para el aumento en la concentración de N_2O en el interior de la cámara a lo largo de los tres momentos de extracción y se expresó en $\mu g N-N_2O.m^{-2}.h^{-1}$ (de Klein and Harvey 2012). Se realizaron en total 162 mediciones que resultan de 3 tratamientos \times 3 repeticiones \times 2 submuestras \times 9 fechas de muestreo. La emisión acumulada durante el ciclo de maíz se calculó como la sumatoria de los flujos diarios ($kg N-N_2O.m^{-2}.día^{-1}$) medidos entre los días 1 y 9 post fertilización (días 1, 3, 5, 7, 9), los obtenidos por interpolación lineal entre mediciones entre los días 1 y 9 (es decir para los días 2, 4, 6 y 8) y el flujo diario de los días siguientes a una lluvia (días 18, 35, 65 y 70) sin interpolar entre mediciones, ya que se asume que la tasa de emisión es despreciable en días sin lluvia y alejados del momento de la fertilización (Vangeli et al. 2022).

Medición de NH_3

La volatilización de NH_3 se midió en dos sitios por parcela experimental (submuestras) utilizando un sistema semiabierto estático, adaptado del propuesto por Nömmik (1973). Dos semanas antes de iniciar las mediciones se instalaron dos tubos de PVC de 16 cm de diámetro interno y 50 cm de altura en cada parcela experimental, enterrándolos 5 cm en los entresurcos. Inmediatamente después de fertilizar el interior de los tubos, se colocaron dos esponjas de poliuretano (de 16 cm de diámetro y 2.5 cm de espesor) cada una embebida con 12 mL de una solución de H_2SO_4 1M y glicerol (2:1 V:V), de modo que la primera esponja estuviera a 10 cm y la segunda a 30 cm del suelo. El medio ácido de las esponjas reduce el NH_3 en NH_4^+ el cual queda retenido en las mismas hasta su extracción. Luego de 1, 2, 3, 4, 5, 9, 16 y 23 días de realizada la fertilización y al final del ciclo del cultivo (día 84), se cambió la esponja inferior por una nueva, también embebida en la solución de ácido y glicerol. El cambio de esponjas fue más frecuente los días inmediatamente siguientes a la fertilización que los días más alejados de la misma porque se esperaban mayores tasas de volatilización en el primer período (Álvarez et al. 2007). El NH_3 volatilizado y retenido en las esponjas inferiores como NH_4^+ se extrajo con 250 mL de una solución de KCl 2M y se

cuantificó por destilación en medio alcalino (Bremner and Mulvaney 1982). El NH_3 emanado se recolectó en H_3BO_3 y se tituló con H_2SO_4 0.02 N. El último día también se recogió la esponja superior y se midió el NH_4^+ retenido. El flujo diario de volatilización se expresó en $kg N-NH_3/ha$, considerando el NH_3 recolectado, la superficie del suelo cubierta por los tubos y el tiempo transcurrido entre mediciones. La volatilización acumulada durante todo el período de cultivo se calculó como la sumatoria de los flujos parciales.

Mediciones auxiliares

En cada momento de muestreo de N_2O se registró la temperatura del aire, la del suelo y el estado fenológico del cultivo de maíz. Además, se extrajeron dos sub-muestras de suelo (0-10 cm) de alrededor de cada base utilizada para apoyar las cámaras de medición de N_2O y se determinó humedad gravimétrica y concentración de $N-NH_4^+$ (Bremner and Mulvaney 1982) y de $N-NO_3^-$ por el método del fenol disulfónico (Mulvaney 1996). Al inicio del experimento se midió densidad aparente (0-10 cm) por el método del cilindro ($54.3 cm^3$) (Burke et al. 1986) que se utilizó para calcular la porosidad del suelo, asumiendo una densidad de partícula de $2.65 g/cm^3$ (Linn and Doran 1984) (Ecuación 2). El contenido de humedad y la porosidad del suelo se usaron para calcular el porcentaje del espacio poroso del suelo lleno de agua (WFPS, por sus siglas en inglés) (Ecuación 3).

$$Porosidad = 1 - \left(\frac{Densidad\ aparente}{Densidad\ de\ partícula} \right)$$

Ecuación 2

$$WFPS (\%) = \frac{Humedad\ del\ suelo\ (\frac{g}{g})}{Porosidad} \times \frac{Densidad\ aparente}{Densidad\ del\ agua} \times 100$$

Ecuación 3

Cuando el maíz estuvo en el estadio R4 se extrajeron dos muestras de material vegetal de cada parcela experimental cosechando las plantas de $1 m^2$ de maíz por cada muestra. El material vegetal cosechado se secó en estufa a $65^\circ C$ hasta peso constante, y luego se pesó y se extrajo una submuestra que se molió para determinar NT (Bremner and Mulvaney 1982).

Cálculos

Teniendo en cuenta la variabilidad natural de la composición del purín y la consecuente

dificultad para ajustar la dosis aplicada, cuantificamos la emisión de N_2O y de NH_3 de manera relativa a la dosis de N efectivamente aplicada utilizando factores de emisión y de partición. El factor de emisión (FE) directa de N_2O para cada fuente nitrogenada se calculó como la diferencia de emisión directa acumulada con urea (U) o purín (P) y el control (C), relativo al NT aplicado en cada tratamiento (Ecuación 4).

$$FE (\%) = \frac{(N-N_2O \text{ emitido con U o P} - N-N_2O \text{ emitido por C})}{NT_{U o P}} * 100$$

Ecuación 4

El factor de partición (FRACGAS por sus siglas en inglés) es la fracción volatilizada del N de la urea o purín y se calculó como la diferencia de $N-NH_3$ volatilizado con urea o purín y el control, relativo al NT aplicado en cada tratamiento (Nevison 2002) (Ecuación 5).

$$FRACGAS \text{ U/P} (\%) = \frac{(N-NH_3 \text{ volatilizado con U o P} - N-NH_3 \text{ volatilizado por C})}{NT_{U o P}} * 100$$

Ecuación 5

La emisión indirecta de N_2O se estimó multiplicando el N volatilizado por un factor de emisión de 0.01 kg $N-N_2O$ por kg N volatilizado propuesto por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés), que representa la proporción del $N-NH_3$ depositado que se pierde como N_2O (Nevison 2002).

Análisis estadístico

La tasa de emisión de N_2O ($\mu g \text{ N-N}_2\text{O} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) medida cada día de evaluación se analizó para los días post fertilización 1-9 (días 1, 3, 5, 7, 9) y 10-84 (días 18, 35, 65 y 70) separadamente para revelar diferencias asociadas a los principales moduladores de la emisión en cada período (la fertilización inicialmente y luego los eventos de lluvia). La tasa de volatilización de NH_3 ($\text{kg N-NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$) se analizó para el período 1-84 días post fertilización. Se utilizó el método de modelos lineales mixtos, donde el tipo de fertilización y los días transcurridos fueron considerados como efectos fijos y las bases utilizadas para medir N_2O o las trampas para medir NH_3 (sitios específicos de muestreo) fueron consideradas como efecto aleatorio. La correlación temporal entre mediciones fue considerada al ajustar la matriz de varianza-covarianza de los errores con la función

varident del paquete nlme del software estadístico R, implementado desde Infostat Versión 2020 (Di Rienzo et al. 2020; Pinheiro et al. 2022). En el caso del análisis de la tasa emisión de N_2O en el período 10-84 días, se incluyó a la lluvia como covariable en el modelo.

El efecto de los tratamientos de fertilización, de los días transcurridos desde la fertilización y de la interacción de ambos factores sobre las variables edáficas (temperatura, porcentaje del espacio poroso del suelo lleno de agua y concentración de NH_4^+ y NO_3^- , medidas cada vez que se midió la tasa de emisión de N_2O) se analizó mediante un análisis de la varianza para los mismos dos períodos mencionados (1-9 y 10-84 días post fertilización).

Finalmente, el efecto de los tratamientos de fertilización sobre las emisiones acumuladas de N_2O y la volatilización acumulada de NH_3 (más arriba se describe cómo se integraron las medidas individuales para obtener las acumuladas desde la fertilización hasta el corte del maíz), el rendimiento, la concentración y el contenido de N de la biomasa de maíz se analizó mediante un análisis de la varianza. En todos los análisis descriptos, cuando el efecto de los factores evaluados resultó significativo, se realizaron las comparaciones múltiples mediante la prueba de Fisher ($P < 0.05$).

Además, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) para identificar qué variables de suelo (temperatura, porcentaje del espacio poroso del suelo lleno de agua y concentración de NH_4^+ y NO_3^-) se asociaron a la variación de la tasa de emisión de N_2O en los dos períodos analizados. Para los análisis descriptos anteriormente se utilizó el paquete estadístico InfoStat versión 2020 (Di Rienzo et al. 2020).

RESULTADOS

Salidas gaseosas de N parciales y acumuladas

Durante las 24 horas siguientes a la aplicación, la tasa de volatilización de NH_3 promedio con purín fue mayor que la obtenida con urea y el control (2.7 ± 0.25 , 1.1 ± 0.25 y 0.6 ± 0.25 $\text{kg N-NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$ para purín, urea y control, respectivamente) ($P < 0.05$) (Figura 2). Durante los días siguientes, la tasa de volatilización de las parcelas fertilizadas con purín disminuyó de forma gradual ($P < 0.05$). El patrón fue diferente para las parcelas fertilizadas con urea, que mantuvieron una tasa de volatilización similar

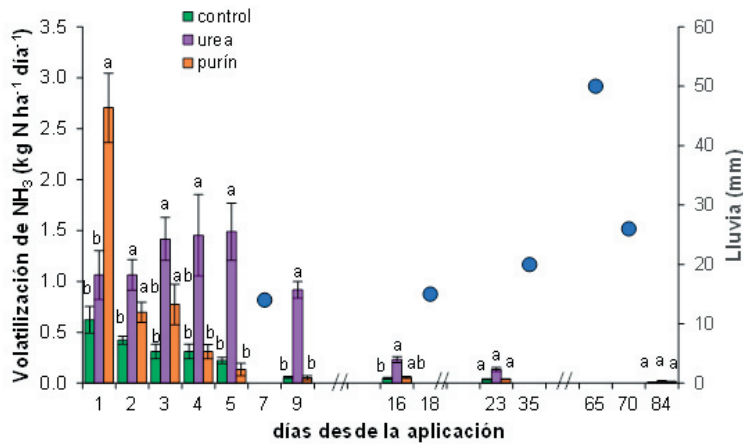


Figura 2. Tasa de volatilización de NH_3 luego de la aplicación de purín o urea a un cultivo de maíz y en el control. Cada barra representa el valor promedio \pm error estándar. También se muestran los eventos de lluvia (círculos azules) ocurridos durante el experimento. Como hubo interacción entre tratamientos de fertilización y días desde la aplicación ($P < 0.01$), letras diferentes dentro de cada día indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización ($P < 0.05$).

Figure 2. Ammonia volatilization rate after fertilization of maize with dairy cattle slurry or urea and in a control. Each bar represents the mean value \pm standard error. Rainfall events (blue circles) during the experimental period are also shown. Since there was a significant interaction between fertilization treatment and days after application ($P < 0.01$), different letters within day indicate differences between fertilization treatments ($P < 0.05$).

durante los 5 días siguientes a la aplicación, que promedió $1.24 \pm 0.12 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$, y luego disminuyó. La tasa de volatilización fue mayor con urea que con purín a partir del día 4 ($P < 0.05$). Transcurridos 9 días de la

aplicación, las parcelas fertilizadas con purín y urea habían perdido 77 y 73% del total volatilizado durante todo el ciclo de maíz, respectivamente. En el caso del control, la tasa de volatilización fue similar durante los

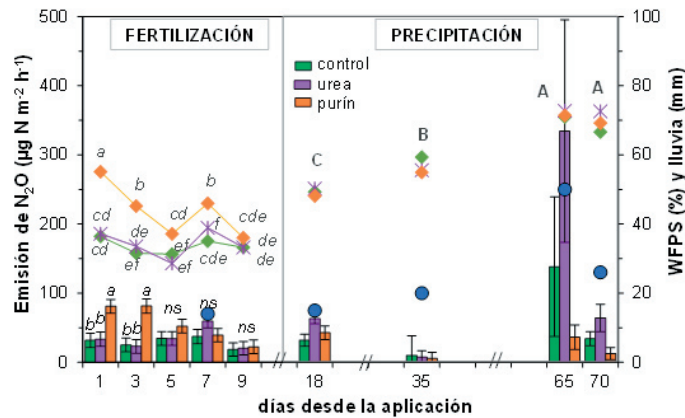


Figura 3. Tasa de emisión de N_2O (barras) luego de la aplicación de purín o urea a un cultivo de maíz y en el control. Cada barra representa el valor promedio \pm error estándar. También se muestra el porcentaje del espacio poroso del suelo lleno de agua (WFPS, por sus siglas en inglés) a 0-10 cm (símbolos) en cada momento de medición de N_2O y los eventos de lluvia ocurridos durante el experimento (círculos azules). Durante el período 1-9 días hubo interacción significativa entre tratamientos de fertilización y días desde la aplicación ($P < 0.01$): letras minúsculas diferentes indican diferencias de emisión entre tratamientos para cada día y diferencias en el porcentaje del espacio poroso del suelo lleno de agua entre tratamientos y días desde la aplicación ($P < 0.05$). Durante el segundo período, las emisiones de N_2O variaron con la lluvia ($P < 0.01$) y no hubo diferencias entre tratamiento de fertilización ($P = 0.08$). Letras mayúsculas diferentes indican diferencias en el porcentaje del espacio poroso del suelo lleno de agua entre días desde la aplicación ($P < 0.05$).

Figure 3. Nitrous oxide emission rate (bars) after fertilization of maize with dairy cattle slurry or urea and in a control. Each bar represents the mean value \pm standard error. The percentage of soil water filled pore space (WFPS) at 0-10 cm (symbols) at each sampling date and rainfall events (blue circles) are also shown. During the 1-9 day period there was a significant interaction between fertilization treatment and days after application ($P < 0.01$): different lowercase letters indicate differences in N_2O emission between fertilization treatment within day, and differences in WFPS among fertilization treatments and days after application ($P < 0.05$). During the second period, N_2O emissions varied with rainfall ($P < 0.01$) and there were no differences between fertilization treatments ($P = 0.08$). Different uppercase letters indicate differences in in WFPS among days after application ($P < 0.05$).

9 días siguientes a la aplicación (en promedio $0.320.04 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$) y disminuyó hacia el final del ciclo de maíz [la tasa de los días 23 y 84 ($0.02 \pm 0.005 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$) fue menor que la de los días 1 y 2 ($0.52 \pm 0.07 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$) ($P < 0.05$)].

Durante los 3 días siguientes a la aplicación, las parcelas fertilizadas con purín emitieron en promedio tres veces más N_2O que las fertilizadas con urea y las parcelas control (75 ± 13 , 28 ± 5 y $26 \pm 6 \text{ } \mu\text{g N-N}_2\text{O} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, para purín, urea y control, respectivamente) ($P < 0.05$) (Figura 3). La tasa de emisión de las parcelas fertilizadas con purín disminuyó entre los días 1 y 9, y, para el mismo período, las de las parcelas fertilizadas con urea y el control fueron máximas el día 7, luego de una lluvia de 14 mm ($P < 0.05$). A partir del día 10, las emisiones de N_2O variaron con la lluvia ($P < 0.01$) y no hubo diferencias entre tratamientos de fertilización ($P = 0.08$).

La volatilización de NH_3 acumulada promedio fue mayor en las parcelas fertilizadas con urea ($13.9 \pm 1.0 \text{ kg N/ha}$) que en las fertilizadas con purín ($6.3 \pm 0.6 \text{ kg N/ha}$) y que en las parcelas control ($3.3 \pm 0.1 \text{ kg N/ha}$) ($P < 0.05$) (Figura 4). El factor de partición fue 20 y 10% para urea y purín, respectivamente. La emisión de N_2O acumulada durante los 9 días siguientes a la aplicación fue similar

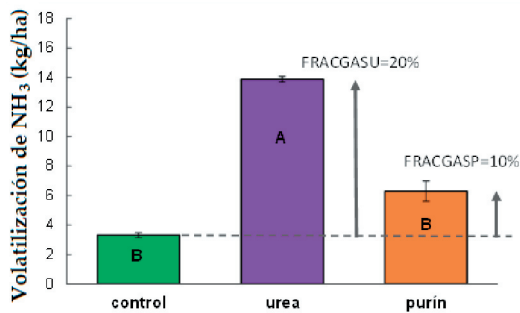


Figura 4. Volatilización acumulada de NH_3 durante el ciclo de maíz a partir de la aplicación de purín o urea y en el control. Cada barra representa el valor promedio \pm error estándar. La línea punteada indica la volatilización sin fertilización (línea base) y FRACGASU/P es el factor de partición y representa la fracción volatilizada del N de la urea o purín, respectivamente. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($P < 0.05$).

Figure 4. Average NH_3 volatilization accumulated during maize growing season after the application of dairy cattle slurry, urea and in a control. Each bar represents the mean value \pm standard error. The dashed line indicates volatilization without fertilization (base line) and FRACGASU/P is the partitioning factor, which represents the proportion of the N from urea or slurry that was volatilized. Different letters indicate significant differences between fertilization treatments ($P < 0.05$).

entre los tratamientos de fertilización ($P = 0.10$) (Figura 5). La sumatoria (sin interpolar entre mediciones) de las emisiones diarias de los días siguientes a una lluvia (cuatro eventos de lluvia que ocurrieron entre el día 10 y el momento del corte de maíz) también fue similar entre los tratamientos de fertilización ($P = 0.10$) (Figura 5).

En función del cálculo de las emisiones directas acumuladas, los FE resultaron 0.16% para urea y 0.07% para purín. La emisión indirecta de N_2O calculada a partir de la volatilización acumulada de cada tratamiento, fue mayor en las parcelas fertilizadas con urea ($0.14 \pm 0.01 \text{ kg N-N}_2\text{O/ha}$) que en las fertilizadas con purín ($0.06 \pm 0.01 \text{ kg N-N}_2\text{O/ha}$) y que en las parcelas control ($0.03 \pm 0.001 \text{ kg N-N}_2\text{O/ha}$) ($P < 0.05$) (Figura 5). La sumatoria de las emisiones directas e indirectas fue 0.33 ± 0.05 y $0.21 \pm 0.05 \text{ kg N-N}_2\text{O/ha}$ para urea y purín, respectivamente: 1.4 y 0.50 veces la de las parcelas sin fertilizar ($0.14 \pm 0.01 \text{ kg N-N}_2\text{O/ha}$).

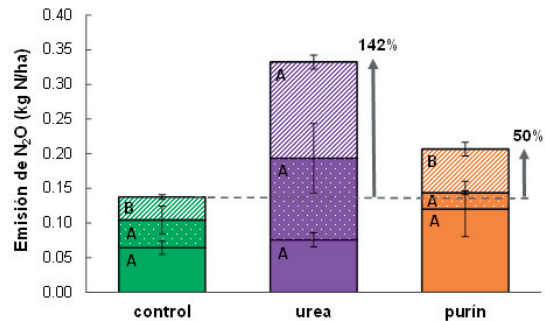


Figura 5. Emisión directa (fondo liso y punteado) e indirecta (fondo rayado) de N_2O acumulada durante el ciclo de maíz a partir de la aplicación de purín o urea y en el control. Cada barra representa el valor promedio \pm error estándar. La emisión directa corresponde al total emitido durante los 9 días siguientes a la aplicación (fondo liso) y entre el día 10 y el momento del corte de maíz (punteado). La línea punteada indica la emisión total (directa e indirecta) sin fertilización (línea base). Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada tipo de emisión y período ($P < 0.05$).

Figure 5. Direct (solid and dotted fill) and indirect (stripped fill) N_2O emission accumulated during maize growing season after the application of dairy cattle slurry, urea, and in a control. Each bar represents the mean value \pm standard error. Direct emission corresponds to the total accumulated during the 9 days following the application (solid fill) and between day 10 and the time of harvest (dotted fill). The dashed line indicates total (direct and indirect) emission without fertilization (base line). Different letters indicate significant differences between fertilization treatments for each type of emission and period ($P < 0.05$).

Controles de la emisión de N_2O

El experimento se realizó durante una campaña de escasas precipitaciones (345 mm). En el momento de fertilizar, el 37±2% del espacio poroso del suelo estaba lleno de agua (Figura 2). Al día siguiente de la aplicación del purín, este valor ascendió a 55±3% en las parcelas con purín. Durante los 7 días siguientes a la aplicación, el porcentaje del espacio poroso del suelo lleno de agua fue mayor y la temperatura menor en las parcelas fertilizadas con purín que en las fertilizadas con urea y que en las parcelas control ($P<0.05$). A partir del día 9, el porcentaje del espacio poroso del suelo lleno de agua fue similar en los tres tratamientos y aumentó proporcionalmente a la magnitud de los eventos de lluvia que se registraron, alcanzando 70% los días 65 y 70. La concentración de $N-NH_4^+$ del suelo a 0-10 cm pasó de 44±5 a 868 mg $N-NH_4^+$ /kg transcurridos 5 días de la aplicación en todos los tratamientos ($P<0.05$). Al día siguiente de la aplicación, la concentración de $N-NO_3^-$ del suelo a 0-10 cm fue mayor en las parcelas fertilizadas con purín que en las fertilizadas con urea y que en las parcelas control (65±14, 20±5 y 18±2 mg $N-NO_3^-$ /kg para purín, urea y control, respectivamente) ($P<0.05$). Las parcelas fertilizadas con urea y las parcelas control mantuvieron concentraciones constantes de $N-NO_3^-$ durante los 9 días siguientes a la aplicación.

Las emisiones de N_2O estuvieron asociadas a la humedad del suelo, inicialmente a partir del agua del purín y luego a partir de las lluvias (Figura 6). Los primeros dos componentes del ACP realizado para el período de 1-9 días posteriores a la aplicación explicaron el 88% de la variación total (60 y 28% para PC1 y PC2, respectivamente) y permitieron separar los puntos correspondientes a la fertilización con purín de los correspondientes a la fertilización con urea y al control (Figura 6A). En este período, la emisión de N_2O relacionó positivamente con el porcentaje del espacio poroso del suelo lleno de agua ($r=0.78$; $P<0.01$) y con la concentración de $N-NO_3^-$ del suelo en 0-10 cm de profundidad ($r=0.56$; $P<0.05$). A partir del día 10, los componentes 1 y 2 explicaron el 79% de la variación total (56 y 23% para PC1 y PC2, respectivamente) y, permitieron agrupar los días de medición independientemente del tratamiento de fertilización (Figura 6B). En este período, la emisión de N_2O estuvo relacionada con la lluvia del día anterior a la medición ($r=0.59$; $P<0.05$).

Rendimiento de maíz

Al momento del corte, la biomasa aérea de maíz promedio fue 19.0±0.7 t/ha y la absorción de N en biomasa aérea promedio fue 228±11 kg N/ha, y similar en las parcelas fertilizadas y el control. Teniendo en cuenta que el contenido de N de la biomasa aérea de maíz constituye ~80% de total absorbido (Salmerón-Miranda et al. 2007), la absorción total de N (en biomasa aérea y subterránea) fue 323±10, 273±31 y 261±25 kg N/ha para los tratamientos fertilizados con urea, purín y el control, respectivamente. Si bien estos promedios no difieren estadísticamente ($P=0.14$), probablemente por la variabilidad intra-tratamiento, la diferencia de absorción de N entre las parcelas fertilizadas con urea y las parcelas sin fertilizar (323-261=62 kg N/ha) demuestra que la dosis de fertilización aplicada (54 kg N/ha) fue adecuada. Por otro lado, la concentración de N de la biomasa cosechada fue mayor en las parcelas fertilizadas que en las parcelas control (12.6±1.0, 12.8±0.5 y 10.7±0.4 g N/kg para purín, urea y control, respectivamente, $P<0.05$). Las salidas gaseosas totales (volatilización de NH_3 + emisión de N_2O) inducidas por la fertilización (o sea descontando la volatilización y la emisión de base del control) fueron mayores cuando se fertilizó con urea que con purín, tanto al expresarlas por unidad de superficie (10.8±1.2 y 3.1±0.7 kg N/ha) como por unidad de producción (0.53±0.06 y 0.18±0.04 kg N/t MS) ($P<0.05$).

DISCUSIÓN

En este trabajo comparamos las salidas gaseosas de N que surgen de la volatilización de NH_3 y de la emisión directa e indirecta de N_2O en un cultivo de maíz para silo fertilizado con purín de tambo o urea, ajustando la dosis de N aplicada a partir del método del balance para evitar la sobre-fertilización. Nuestros resultados apoyan parcialmente la primera hipótesis, que planteaba que la aplicación de purín estimula la emisión directa de N_2O y reduce la volatilización de NH_3 en relación con la fertilización con urea. Por un lado, la emisión de N_2O fue mayor con purín solo los tres días siguientes a la aplicación; por el otro, la volatilización de NH_3 de las parcelas con purín fue menor que con urea recién a partir del día 4. Más adelante desarrollaremos las posibles causas que explicarían esta dinámica en el patrón de emisión y volatilización. Por otro lado, los resultados confirman nuestra segunda hipótesis: las lluvias posteriores a

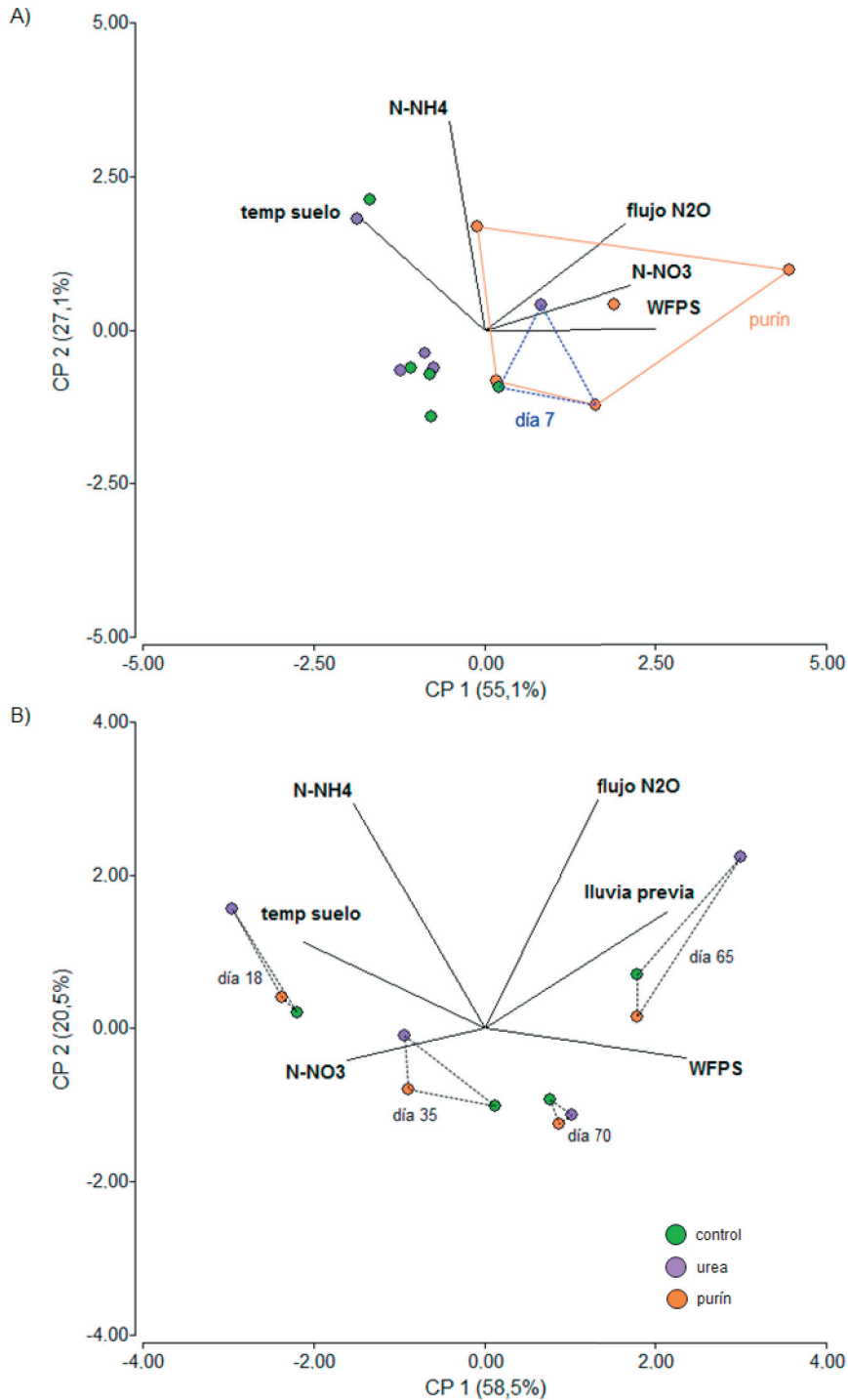


Figura 6. Ordenamiento espacial de los tratamientos (purín, urea y control) y días desde la aplicación en función del flujo de emisión de N₂O, de la lluvia del día previo a la medición y de las variables edáficas medidas en 0-10 cm de profundidad (temperatura, WFPS y concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻) durante: A) los 9 días posteriores a la fertilización (se destaca el día 7 con contorno azul porque es el único día del período que presentó una lluvia el día anterior a la medición) y B) del día 10 al momento del corte de maíz.

Figure 6. Spatial arrangement of fertilization treatments (dairy cattle slurry, urea and a control) and days after the application in relation to N₂O emission flux, rain of the day before sampling and soil variables at 0-10 cm depth (temperature, WFPS and NH₄⁺ and NO₃⁻ concentration) during: A) the 9 days following the application (highlighting day 7 with a blue contour because it is the only day of the period with rain before sampling) and B) the period between day 10 and harvest.

la aplicación estimulan la emisión directa de N_2O independientemente del tratamiento de fertilización.

Las diferencias encontradas entre los tratamientos para la volatilización de NH_3 pudieron deberse a la composición de cada fertilizante. Los purines de tambo contienen $N-NH_4^+$, que proviene sobre todo de la urea de la orina, como producto de degradación del metabolismo proteico de las vacas (Vertès et al. 2019). Además, los purines presentan un alto contenido de agua y ~30% del N y del P en forma orgánica, es decir que debe mineralizarse antes de que estén disponibles para las plantas. Entonces, un suelo fertilizado con purín recibe >60% del N en forma amoniacal, mientras que uno fertilizado con urea recibe una molécula orgánica que debe hidrolizarse para producir NH_4^+ . Esta diferencia, sumada a que el experimento se desarrolló en meses de extrema sequía, explicaría la dinámica de volatilización de NH_3 observada, en la que las parcelas fertilizadas con urea mantuvieron una tasa de volatilización relativamente constante durante los 5 días siguientes a la fertilización, mientras que las parcelas fertilizadas con purín presentaron la máxima tasa de volatilización durante el primer día, y luego valores que disminuyeron de manera gradual. En línea con esto, Rochette et al. (2013) reportaron menor volatilización de NH_3 cuando la urea se aplicó en superficie que en bandas subsuperficiales, y lo atribuyeron a que la falta de humedad en la superficie del suelo habría limitado la hidrólisis de la urea. Por otro lado, la lluvia ocurrida a 7 días de la fertilización seguramente haya incorporado la urea al suelo y, de este modo, reducido la volatilización posterior.

En general, se asume que ~10% del N de un fertilizante sintético de base amoniacal se pierde por volatilización y que este porcentaje varía entre 10 y 40 cuando se aplica urea en superficie (Peoples et al. 1995). Para excretas de ganado vacuno se asume una partición de 20%, poniendo foco en su contenido amoniacal (Nevison 2002). En este trabajo obtuvimos una partición de 20% para urea aplicada en superficie y de 10% para purín. El contenido de agua del purín aplicado fue equivalente a una lámina de 15 mm y permitió que infiltre en el suelo, de modo tal que el NH_3 producido subsuperficialmente a partir del NH_4^+ del purín pudo quedar retenido a lo largo de su recorrido hacia la superficie del suelo, reduciendo la cantidad de NH_3 efectivamente

emitida hacia la atmósfera (Davidson and Mosier 2004). El aumento del pH del suelo asociado a la hidrólisis de la urea (Melgar et al. 1999) y la reducción de la temperatura del suelo durante los 7 días siguientes a la aplicación del purín también pudieron estar asociados a la menor volatilización total del N del purín en relación con la urea, ya que la presión parcial de NH_3 del suelo depende de ambos factores (Peoples et al. 1995). Sin embargo, al no haber podido cumplir con el objetivo de incorporar igual cantidad de N en los dos tratamientos de fertilización, la dosis aplicada en cada caso pudo haber influido sobre este resultado.

La dinámica temporal de la tasa de emisión directa de N_2O estuvo asociada al aumento de la humedad del suelo, que inicialmente fluctuó en función de la incorporación de agua con el purín y luego a partir de las lluvias. El aumento inicial del flujo de N_2O con purín probablemente haya estado asociado a la nitrificación del NH_4^+ del purín, como lo sugieren Lampe et al. (2006), ya que la concentración de NO_3^- del mismo fue muy baja (<1% del NT). El aumento de la concentración de NO_3^- del suelo y un rango de humedad favorable para la nitrificación (entre 50-60% del espacio poroso del suelo lleno de agua, según Davidson [1991]) durante las 24 horas siguientes a la aplicación estimularon la emisión de N_2O en las parcelas fertilizadas con purín más que en las que se fertilizaron con urea, aunque las últimas hayan recibido una dosis mayor de N. El efecto de la lluvia se evidenció en los tres tratamientos de fertilización entre el día 10 y el momento del corte del maíz. El día 35 llovieron 20 mm, pero no se registró un aumento de emisión de N_2O , probablemente porque el cultivo de maíz se encontraba en floración (estadio VT) cuando el consumo de agua y N es elevado. Della Chiesa et al. (2019) explican que la dinámica temporal de la productividad de un cultivo, al estar asociada a la absorción de N, se relaciona con la dinámica de las emisiones de N_2O . Así, Vangeli et al. (2022) describieron un patrón de emisión de N_2O en función de la fenología de los cultivos de trigo y maíz, con emisiones máximas en etapas vegetativas tempranas (luego de la fertilización) y durante el llenado de grano y senescencia, y mínimas durante las etapas de crecimiento activo. De acuerdo con este patrón, luego de las lluvias de los días 65 y 70, cuando el maíz se encontraba en la etapa de llenado de granos (estadios R3 y R4), las emisiones de N_2O aumentaron

proporcionalmente a la magnitud de las lluvias.

El IPCC delineó una metodología para estimar las emisiones de N_2O inducidas directamente por la fertilización multiplicando la cantidad de N aplicado por un FE de 0.01 kg $N-N_2O/kg$ N aplicado, asumiendo linealidad entre ambas variables e independencia del tipo de fertilizante, forma de aplicación, cultivo fertilizado, tipo de suelo y clima (IPCC 2019). Este cálculo arrojó emisiones directas acumuladas entre 6 y 8 veces mayores para las parcelas fertilizadas con urea y purín, respectivamente, que las obtenidas a partir de nuestras mediciones (Figura 7). En este sentido, es importante destacar las dificultades asociadas a la integración de las emisiones a partir de un número limitado de mediciones cuya distribución temporal se puede definir según criterios diferentes. Algunos autores, por ejemplo, utilizan frecuencias de mediciones constantes a lo largo del período estudiado (Della Chiesa et al. 2019). Otros, dirigen las mediciones en función del momento de la incorporación de N (Lombardi et al. 2022; Maris et al. 2021; Pérez et al. 2021), del clima o de la fenología del cultivo (Vangeli et al. 2022). En este trabajo intensificamos las mediciones en los momentos favorables para la nitrificación o la desnitrificación (inmediatamente después de la aplicación y luego de eventos de lluvia) y asumimos que la tasa de emisión es baja en días alejados del momento de fertilización y sin lluvia

(Lampe et al. 2006; Vangeli et al. 2022). Sin embargo, este criterio pudo haber resultado en una subestimación de la emisión directa acumulada. Otra dificultad metodológica estaría asociada a que la fertilización induce la emisión de N_2O proveniente del *pool* de N del suelo (Lampe et al. 2006), de modo que las emisiones de base utilizadas en los cálculos (del control) podrían ser menores a las emisiones de base de las parcelas fertilizadas, en cuyo caso, considerar las emisiones del control como base estaría sobreestimando las emisiones netas de los tratamientos fertilizados.

En resumen, nuestros resultados demuestran que utilizar purines de tambos para fertilizar maíz reduce la volatilización de NH_3 y la consecuente emisión indirecta de N_2O , al tiempo que permite obtener similar producción de biomasa que la urea. Además, si bien las emisiones directas de N_2O acumuladas durante el ciclo de maíz fueron similares a las producidas por la fertilización con urea, al sumar el CO_2 emitido durante la síntesis de la urea, resulta evidente que la fertilización con purines es una práctica promisoriosa para reducir el impacto ambiental de los tambos de la Región Pampeana. En este contexto, el aprovechamiento de los nutrientes presentes en los purines está siendo promovido por la regulación vigente. En este sentido, Drinkwater (2004) postula que un manejo integrado de nutrientes que combine fuentes orgánicas e inorgánicas constituye uno de los pilares de la restauración ecológica de

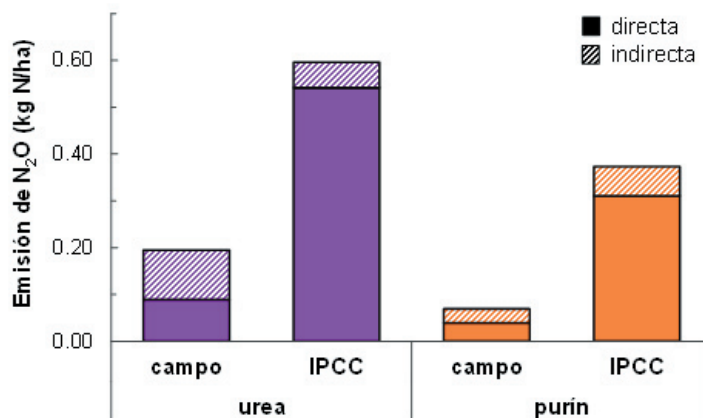


Figura 7. Emisión neta de N_2O (descontando la correspondientes al control) durante el ciclo de maíz luego de fertilizar con purín o urea. Se presentan las mediciones de campo y la estimación obtenida a partir de la metodología propuesta por el IPCC que consiste en multiplicar la cantidad de N aplicado por un FE de 0.01 kg N_2O-N/kg N aplicado (IPCC 2019).

Figure 7. Net N_2O emission (i.e., subtracting emission from the control) during the maize growing season after the application of dairy cattle slurry or urea. We present field measurements and an estimation obtained using the methodology proposed by the IPCC, which suggests multiplying the amount of N applied by an emission factor of 0.01 kg N_2O-N/kg applied N (IPCC 2019).

ecosistemas agrícolas degradados. Así, la distribución de purines en campos agrícolas se debería valorizar como oportunidad para revertir los balances negativos de nutrientes que caracterizan a la producción agrícola argentina (Jobbágy et al. 2021). Por último, la variabilidad natural de la composición de los purines representó un impedimento para lograr aplicar igual dosis de N con urea que con purín. Sin embargo, esta dificultad debe ser tenida en cuenta a la hora de planificar el uso de purines como fertilizante ya que forma parte de la realidad de campo de esta práctica.

AGRADECIMIENTOS. Este trabajo fue financiado por el Proyecto Disciplinario de INTA I518 "Estudio del impacto ambiental, gestión y tratamiento de residuos y efluentes sobre

sistemas agropecuarios y agroindustriales para su valorización agronómica", por el Subsidio de Investigación Bianual (SIB) de UNNOBA 0482/2019 "Captación de nutrientes de efluentes con biomasa vegetal" y por el Proyecto de Investigación Científica y Tecnológica (PICT) 2016-1464 "Interacción entre nivel freático y posición del paisaje y sus efectos sobre las emisiones de óxido nítrico en agroecosistemas de la Pampa Ondulada, Argentina".

Agradecemos a Diego Colombini por su ayuda con las tareas de campo, a Juliana Torti y Jimena Dalpiaz por la colaboración con el trabajo de laboratorio y a María José Beribe por el asesoramiento estadístico. También agradecemos a Luis Peluffo por permitirnos realizar el ensayo en su tambo.

REFERENCIAS

- Álvarez, C. R., H. Rimski-Korsakov, P. Prystupa, and R. S. Lavado. 2007. Nitrogen dynamics and losses in direct-drilled maize systems. *Commun Soil Sci Plant Anal* 38:2045-2059. <https://doi.org/10.1080/00103620701548712>.
- Araujo, P. I., J. M. Piñeiro-Guerra, L. Yahdjian, M. M. Acreche, C. Álvarez, et al. 2021. Drivers of N₂O Emissions from Natural Forests and Grasslands Differ in Space and Time. *Ecosystems* 24:335-350. <https://doi.org/10.1007/s10021-020-00522-7>.
- Bremner, J. M., and C. S. Mulvaney. 1982. Nitrogen-total. Pp. 595-624 *en* A. L. Page, R. H. Miller and D. R. Keeney (eds.). *Methods of Soil Analysis: Chemical and microbiological properties. Part 2.* Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, Madison, WI, USA. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c31>.
- Burke, W., D. Gabriels, and J. Bouma. 1986. *Soil structure assessment.* AA Balkema Publishers, Rotterdam.
- Cañada, P., M. A. Herrero, A. Dejtiar, and M. I. Vankeirsbilck. 2018. *Guía de buenas prácticas para el manejo de purines en tambo.* Autoridad del Agua y Ministerio de Agroindustria de la Provincia de Buenos Aires, Buenos Aires.
- F. Stuart Chapin, P. A. Matson, and P. M. Vitousek. 2002. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology.* Springer New York, NY. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9>.
- Davidson, E., and A. Mosier. 2004. Controlling losses to air. Pp. 251-259 *en* D. Hatch, D. Chadwick, S. Jarvis and J. Roker (eds.). *Controlling nitrogen flows and losses.* Wageningen Academic Publishers, The Netherlands.
- Davidson, E. A. 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. Pp. 219-235 *en* J. E. Rogers and W. B. Whitman (eds.). *Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxides, and halomethanes.* American Society for Microbiology, Washington DC, USA.
- Davidson, E. A., M. Keller, H. E. Erickson, L. V. Verchot, and E. Veldkamp. 2000. Testing a Conceptual Model of Soil Emissions of Nitrous and Nitric Oxides: Using two functions based on soil nitrogen availability and soil water content, the hole-in-the-pipe model characterizes a large fraction of the observed variation of nitric oxide and nitrous oxide emissions from soils. *BioScience* 50:667-680. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0667:tacmos\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0667:tacmos]2.0.co;2).
- de Klein, C., and M. Harvey. 2012. *Nitrous Oxide Chamber Methodology Guidelines.* Global Research Alliance on Agricultural Greenhouse Gases. Ministry for Primary Industries, Wellington, New Zealand.
- Della Chiesa, T., G. Piñeiro, and L. Yahdjian. 2019. Gross, background, and net anthropogenic soil nitrous oxide emissions from soybean, corn, and wheat croplands. *J Environ Qual* 48:16-23. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.07.0262>.
- Di Rienzo, J. A., F. Casanoves, M. G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada, et al. 2020. *InfoStat versión 2020.* Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Drinkwater, L. E. 2004. Improving fertilizer nitrogen use efficiency through an ecosystem-based approach. Pp. 93-102 *en* A. R. Mosier, J. K. Syers and J. R. Freney (eds.). *Agriculture and the nitrogen cycle.* Island Press, Washington, USA.
- Estellés Barber, F., and P. Martínez. 2022. *Código de Buenas Prácticas. Estrategia Carbono Neutral 2050.* ProVacuno, Madrid, España.
- Hall, A. J., C. M. Rebella, C. M. Ghersa, and J. P. Culot. 1992. Field-crop systems of the pampas. Pp. 413-450 *en* C. J. Pearson (ed.). *Field Crop Ecosystems. Ecosystems of the World.* Elsevier, Amsterdam.
- Herrero, M. A. and S. B. Gil. 2008. Consideraciones ambientales de la intensificación en producción animal. *Ecología Austral* 18:273-289.
- Huygens, D., G. Orveillon, E. Lugato, S. Tavazzi, S. Comero, et al. 2020. Technical proposals for the safe use of processed manure above the threshold established for Nitrate Vulnerable Zones by the Nitrates Directive (91/676/EEC). Pp. 170. Joint Research Centre (JRC) of the European Commission, Luxembourg. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/373351>.

- INTA. 1973. Carta de Suelos de la República Argentina. Hoja 3360-33 Pérez Millán. Instituto Salesiano de Artes Gráficas, Buenos Aires.
- IPCC. 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. <https://doi.org/10.1029/2000JD000115>.
- IPCC. 2019. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. *En* E. Calvo Buendía, K. Tanabe, A. Kranjc, J. Baasansuren, M. Fukuda, et al. (eds.). IPCC, Switzerland.
- Jobbágy, E. G., S. Aguiar, G. Piñeiro, and L. A. Garibaldi. 2021. Impronta ambiental de la agricultura de granos en Argentina: revisando desafíos propios y ajenos. *Ciencia Hoy* 29(173):55-64. Asociación Civil Ciencia Hoy.
- Krichels, A. H., P. M. Homyak, E. L. Aronson, J. O. Sickman, J. Botthoff, et al. 2022. Rapid nitrate reduction produces pulsed NO and N₂O emissions following wetting of dryland soils. *Biogeochemistry* 158:233-250. <https://doi.org/10.1007/s10533-022-00896-x>.
- Lampe, C., K. Dittert, B. Sattelmacher, M. Wachendorf, R. Loges, et al. 2006. Sources and rates of nitrous oxide emissions from grazed grassland after application of 15N-labelled mineral fertilizer and slurry. *Soil Biol Biochem* 38:2602-2613. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.03.016>.
- Lombardi, B., L. Orden, P. Varela, M. Garay, G. A. Iocoli, et al. 2022. Is dairy effluent an alternative for maize crop fertigation in semiarid regions? An approach to agronomic and environmental effects. *Animals* 12:2025. <https://doi.org/10.3390/ani12162025>.
- Maris, S. C., D. Ábalos, F. Capra, G. Moscatelli, F. Scaglia, et al. 2021. Strong potential of slurry application timing and method to reduce N losses in a permanent grassland. *Agr Ecosyst Environ* 311:107329. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107329>.
- Matson, P. A., R. Naylor, and I. I. Ortiz-Monasterio. 1998. Integration of environmental, agronomic, and economic aspects of fertilizer management. *Science* 280:112-115. <https://doi.org/10.1126/science.280.5360.112>.
- Melgar, R., M. E. Camozzi, and M. M. Figueroa. 1999. Guía de Fertilizantes, Enmiendas y Productos Nutricionales. Proyecto Fertilizar, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA).
- Mulvaney, R. L. 1996. Nitrogen-Inorganic Forms. Pp. 1123-1184 *en* D. L. Sparks, A. L. Page, P. A. Helmke, R. H. Loeppert, P. N. Soltanpour, et al. (eds.). *Methods of Soil Analysis: Chemical Methods. Part 3.* Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, Madison, WI, USA. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c38>.
- Nevison, C. 2002. Indirect N₂O emissions from agriculture. Pp. 361-380 *en* IPCC-NGGIP (eds.). *Background Papers - IPCC Expert Meetings on Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories.*
- Nõmmik, H. 1973. Assessment of volatilization loss of ammonia from surface-applied urea on forest soil by N₁₅ recovery. *Plant Soil* 38:589-603. <https://doi.org/10.1007/BF00010699>.
- Nosetti, L., M. A. Herrero, M. Pol, V. Maldonado May, S. Korol, et al. 2002. Cuantificación y caracterización de agua y efluentes en establecimientos lecheros II. Calidad de efluentes y eficiencia de los procesos de tratamiento. *Revista Investigación Veterinaria* 4:45-54.
- Parkin, T. B., and R. T. Venterea. 2010. Chapter 3. Chamber-Based Trace Gas Flux Measurements. Pp. 3-1 to 3-39 *en* R. F. Follett (ed.). *Sampling Protocols.*
- Peoples, M. B., J. R. Freney, and A. R. Mosier. 1995. Minimizing gaseous losses of nitrogen. Pp. 565-602 *en* P. E. Bacon (ed.). *Nitrogen Fertilization in the Environment.* Marcel Dekker, New York, USA.
- Pérez, M. G., R. I. Romaniuk, V. R. N. Cosentino, M. Busto, F. A. González, et al. 2021. Winter soil N₂O emissions from a meat production system under direct grazing of Argentine Pampa. *Anim Prod Sci* 61:156-162. <https://doi.org/10.1071/AN19517>.
- Pinheiro, J., D. Bates, and R Core Team. 2022. *Nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models.* URL: svn.r-project.org/R/packages/trunk/nlme.
- Ravishankara, A. R., J. S. Daniel, and R. W. Portmann. 2009. Nitrous Oxide (N₂O): The Dominant Ozone-Depleting Substance Emitted in the 21st Century. *Science* 326:123-125. <https://doi.org/10.1126/science.1176985>.
- Ritchie, S. W., J. J. Hanway, and G. O. Benson. 1986. How a corn plant develops. Iowa State University of Science and Technology. Cooperative Extension Service Ames, Iowa.
- Rochette, P., D. A. Angers, M. H. Chantigny, M.-O. Gasser, J. D. MacDonald, et al. 2013. Ammonia volatilization and nitrogen retention: how deep to incorporate urea? *J Environ Qual* 42:1635-1642. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.05.0192>.
- Sanz-Cobena, A., L. Lassaletta, F. Estellés, A. Del Prado, G. Guardia, et al. 2014. Yield-scaled mitigation of ammonia emission from N fertilization: the Spanish case. *Environ Res Lett* 9:125005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/12/125005>.
- Salmerón-Miranda, F., B. Båth, H. Eckersten, J. Forkman, and M. Wivstad. 2007. Aboveground nitrogen in relation to estimated total plant uptake in maize and bean. *Nutr Cycling Agroecosyst* 79:125-139. <https://doi.org/10.1007/s10705-007-9102-x>.
- Schils, R., J. Schröder, and G. Velthof. 2020. Fertilizer Replacement Value. Pp. 189-214 *en* *Biorefinery of Inorganics.* <https://doi.org/10.1002/9781118921487.ch5-1>.
- Shcherbak, I., N. Millar, and G. P. Robertson. 2014. Global metaanalysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide (N₂O) emissions to fertilizer nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111:9199-9204. <https://doi.org/10.1073/pnas.1322434111>.

- Vangeli, S., G. Posse, M. E. Beget, E. Otero Estrada, R. A. Valdettaro, et al. 2022. Effects of fertilizer type on nitrous oxide emission and ammonia volatilization in wheat and maize crops. *Soil Use Manage* 38(4):1519-1531. <https://doi.org/10.1111/sum.12788>.
- Van Horn, H. H., A. C. Wilkie, W. J. Powers and R. A. Nordstedt. 1994. Components of dairy manure management systems. *J Dairy Sci* 77:2008-2030. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(94\)77147-2](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(94)77147-2).
- Velthof, G. L., and J. Mosquera. 2011. The impact of slurry application technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. *Agr Ecosyst Environ* 140:298-308. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.12.017>.
- Vertès, F., L. Delaby, K. Klumpp, and J. Bloor. 2019. Chapter 2. C-N-P uncoupling in grazed grasslands and environmental implications of management intensification. Pp. 15-34 *en* G. Lemaire, P. C. S. D. F. Carvalho, S. Kronberg, and S. Recous (eds.). *Agroecosystem diversity. Reconciling contemporary agriculture and environmental quality*. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811050-8.00002-9>.
- Viglizzo, E. F., and Z. E. Roberto. 1997. El componente ambiental en la intensificación ganadera. *Rev Arg Prod Anim* 17:271-295.
- Watson, C. A., C. F. E. Topp, and J. Ryschawy. 2019. Chapter 10. Linking arable cropping and livestock production for efficient recycling of N and P. Pp. 169-188 *en* G. Lemaire, P. C. D. F. Carvalho, S. Kronberg and S. Recous (eds.). *Agroecosystem diversity. Reconciling contemporary agriculture and environmental quality*. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811050-8.00010-8>.