

RECUPERACION DEL NITRÓGENO RESIDUAL DE LA PRODUCCIÓN DE LECHE

María Silvana Amín, MSc candidata

Américo J. Degioanni, PhD

Elena Bonadeo, MSc

Departamento de Ecología Agraria. Facultad de Agronomía y
Veterinaria/Universidad Nacional de Río Cuarto, Argentina

Abstract

Bovine milk production generates effluents which, if they are not released, may be a source of environmental pollution. The use of this residue in plant production allows the capture of residual elements in plants and soils without being transferred to the environment as pollutants, while improving yields and soil properties. The aim of this study was to evaluate the recovery of residual N from the effluent of milk production in maize. The experiment was conducted during two production cycles in a typical Haplustol in the province of Córdoba (Argentina). It had a complete randomized design with four witness treatments: witness plus three doses of effluent applications from 68,000 to 206,000 L ha⁻¹. The effects on the crop (plants and yield achieved) and on the soil (organic and nitrate leaching) were evaluated. Apparent efficiency of nitrogen recovery was calculated. The results show that none of doses had an effects on the number of crop plants, soil organic matter and nitrate leaching. However, significant increases between 24 and 35% in corn grain yield were observed. Apparent N recovery efficiency varied between 1.55% to 19.33%. We conclude that, although the use of bovine milk production effluents in agricultural crops presents an apparent low N recovery efficiency, it is a viable technical alternative for increasing yields without transferring nitrogen to groundwater.

Keywords: Effluents, Maize, Pollution

Resumen

La producción bovina de leche genera efluentes que si no son depurados constituyen una fuente de contaminación ambiental. La utilización de este residuo en la producción vegetal permite capturar elementos residuales en plantas y suelos sin que sean transferido al ambiente como contaminantes a la vez que mejoran los rendimientos y las propiedades del

suelo. El objetivo de este trabajo es evaluar la recuperación de N residual del efluente de la producción lechera en un cultivo de maíz. La experiencia se realizó durante dos ciclos productivos en un Haplustol típico en la provincia de Córdoba (Argentina). Se instaló un experimento con un diseño completo al azar y cuatro tratamientos: testigo más tres dosis de efluente con aplicaciones desde 68000 a 206000 L ha⁻¹. Se evaluó el efecto sobre el cultivo (plantas logradas y rendimiento) y el suelo (materia orgánica y lixiviación de nitratos). Se calculó la eficiencia de recuperación aparente de nitrógeno. Los resultados muestran que ninguna de las dosis tuvo efectos sobre el número de plantas logradas a cosecha, la materia orgánica del suelo y la lixiviación de nitratos. Sin embargo, se observaron incrementos significativos entre el 24 y 35 % en el rendimiento en granos de maíz. La eficiencia aparente de recuperación N varió entre el 1,55 % al 19,33%. Se concluye que la utilización de efluentes de la producción bovina de leche en cultivos agrícolas si bien presenta una baja eficiencia aparente de recuperación de N es una alternativa técnica viable para incrementar rendimientos sin transferir nitrógeno al agua subterránea.

Palabras claves: Efluentes, Maíz, Contaminación

Introducción

En la provincia de Córdoba (Argentina) se producen anualmente 3,5 millones de toneladas de estiércol del ganado bovino de leche (Petigiani, Bragachini & Garrido, 2013 Com Pers). La mayor cantidad de este estiércol es acumulado permanentemente en lagunas junto al agua utilizada en la faena de ordeño (Charlon *et al.*, 2010, Arocena *et al.*, 2013) generando anualmente entre 7 y 13 millones de m³ de efluentes (Vieytes, 2011). El contenido promedio de elementos residuales por m³ de efluente es de 2,8 kg de C; 0,2 kg de N y K; 0,04 kg P y 0,06 kg de S (Wang *et al.*, 2004) por lo que constituye un material de alto valor como enmienda orgánica para los suelos y fuente de nutrientes para los cultivos. Sin embargo, los efluentes dispuestos en lagunas son fuente de olores nauseabundos, organismos patógenos, gases de efectos invernadero y contaminantes del agua subterránea (Dido *et al.*, 2013).

Una forma de utilización de los elementos residuales de los efluentes de la actividad lechera es su aplicación a la producción de cultivos agrícolas. Esta práctica ha sido experimentada por Lopez *et al.*, (2001); Matsi *et al.*, (2003); Dordas *et al.*, (2008); Sosa *et al.*, (2010); Diez, (2010), Fontaneto *et al.*, (2010), Figueroa Viramontes *et al.*, (2010); Imoff *et al.*, (2011) y Trejo-Escareño *et al.*, (2013). La mayoría de los trabajos muestran respuestas positiva del rendimiento de los cultivos ante la aplicación de dosis crecientes de efluente. Por otro lado, también se reportan mejoras en propiedades de los

suelos tales como aumento de la meso y macro porosidad y de la actividad enzimática (Marinari *et al.*, 2000), aumento de la biomasa microbiana, stock de materia orgánica lábil y mayor estabilidad de agregados (Min *et al.*, 2003), disminución de la densidad aparente, aumento de la conductividad hidráulica y del stock de carbono (Khan *et al.*, 2007). Por consiguiente, la utilización de efluentes en la producción agrícola si bien presenta dificultades operativas por lo que implica el manejo del estiércol en relación al uso y aplicación de fertilizantes industriales (Schroder, 2005) o de otras enmiendas orgánicas, las respuestas logradas en el rendimiento y en las mejoras de algunas propiedades de los suelos pueden justificar el uso extensivo de esta práctica que recupera elementos residuales de la producción lechera. Sin embargo, es necesario conocer la capacidad de recuperación de elementos potencialmente contaminantes, como por ejemplo el nitrógeno, para evitar o mitigar procesos de contaminación difusa (Degioanni, 2013). La eficiencia de recuperación aparente de N es una estimación de la cantidad de este elemento que es capturado en forma orgánica y por tanto no es transferido a la atmósfera o al agua subterránea como contaminante. Por ejemplo, para el cultivo de maíz la eficiencia de recuperación de N de fertilizantes industriales es variable de acuerdo a las tecnologías de producción y a las dosis aplicadas. Echeverría & Sainz Rosas, (2001) determinaron eficiencias entre el 55 al 61%; Guo *et al.*, (2001) 8, 16 y 40 %; Rafie *et al.*, (2010) 65% y Figueroa-Viramontes *et al.*, (2010) de 41%. En cambio, cuando se utilizan efluentes de la producción lechera la eficiencia de recuperación aparente está en el orden del 15 % (Figueroa-Viramontes *et al.*, 2010) y 16 % (Powell *et al.* 2010). Estos resultados muestran que hay una baja recuperación y por tanto, alta transferencia de N al agua subterránea y a la atmósfera. En este sentido, Lewis *et al.*, (2003) reportan que la lixiviación de nitrógeno por debajo de la profundidad enraizable de los cultivos tiende a incrementarse con el aumento de las dosis de efluentes aplicadas.

La aplicación de efluentes en la superficie sin incorporación inmediata al suelo puede resultar en pérdidas importantes de nitrógeno dependiendo de las características del efluente y de las condiciones ambientales (Reynolds & Wolf, 1987; Sommer & Hutchings, 2001; Braschkat *et al.*, (1997). La (1995) registró pérdidas entre el 22 y 45 % y Braschkat *et al.*, (1997) midieron pérdidas de amoníaco del 14 y 99 % del nitrógeno de amonio aplicado. El objetivo de este trabajo es evaluar la recuperación de N residual de efluentes de la producción lechera en un cultivo de maíz . En tal sentido, se estudia el efecto de tres dosis de efluentes sobre la implantación y el rendimiento del cultivo, el contenido de materia orgánica del suelo y la lixiviación de nitratos.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en un establecimiento pecuario ubicado al SO de la localidad de Canals, Córdoba, Argentina (33° 37' 58" Lat. S y 62° 56' 29" Long O). El ensayo se llevó a cabo en un Haplustol típico de textura franca arenosa. La temperatura media anual es de 16,4 °C y la precipitación anual promedio de 874 mm con un régimen de distribución monzónico. Los datos climáticos se registraron en la estación meteorológica de la localidad.

Descripción del suelo

Se describió el suelo según las Normas de Reconocimiento de Suelos de la República Argentina (Etchevehere, 1976). Para cada horizonte se determinó densidad aparente con el método del cilindro (Klute, 1986), materia orgánica por método de Walkley y Black (Nelson & Sommer, 1982), pH por método potenciométrico (Blake y Hartge, 1986), fósforo extractable por método de Bray I (Page *et al.*, 1982) y nitrógeno de nitratos por el método colorimétrico del fenoldisulfónico (Keeney y Nelson, 1982). En la Tabla 1 se presentan algunas de las propiedades morfológicas y químicas del suelo.

Tabla 1: Características morfológicas y analíticas del suelo Haplustol típico

Horiz.	Prof. (cm)	DAP (Mg m ⁻³)	MO (%)	pH Agua 1:2,5	N-NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)	P (mg kg ⁻¹)
A1	0-10	1,35	2,13	6,51	29	77,3
A2	10-20	1,38	1,69	6,57	20	***
AB	20-27	1,27	1,17	7,13	15	***
Bw	27-44	1,27	1,26	7,31	8	***
BC	44-63	1,21	0,25	7,42	5	***
C	+ de 63	1,26	0	7,4	1,9	***

Horiz: Horizontes, Prof: Profundidad, DAP: Densidad aparente, MO: Materia orgánica, N-NO₃: Nitrogeno de nitratos, P: Fósforoextractable, *** no se realizaron determinaciones

Diseño del experimento

La uniformidad en el terreno permitió instalar un diseño completo al azar (DCA) con 3 repeticiones, con un tamaño de cada parcela de 33 m de largo por 9 m de ancho (300 m² aproximadamente).

El sitio tiene una pendiente menor del 0,8 % que se considera de bajo riesgo de erosión hídrica. No obstante, el ensayo se dispuso de manera que las líneas de siembra del cultivo sean perpendiculares a la dirección de la pendiente.

Durante 2 ciclos productivos consecutivos (2011-2012 y 2012-2013) se sembró el cultivo de maíz con la tecnología de siembra habitual del productor pero sin aplicación de fertilizantes minerales. En su reemplazo, se realizaron tres tratamientos de dosis variables de efluentes y un tratamiento testigo sin aplicación (tratamientos D1, D2, D3, T, respectivamente).

Dosis de efluente a aplicar

La determinación de la dosis mínima a aplicar (D1) se efectuó mediante un balance teórico de N sobre la base de la cantidad requerida para un rendimiento promedio de la zona de 7000 kg ha⁻¹ de acuerdo con la fórmula adaptada de Meisinger & Randall (1991) y Figueroa Viramontes *et al.*, (2010):

$$DN = \frac{[(MR \times Nex) - (Nin \times EfN)]}{EfN} \quad (1)$$

Donde:

DN: dosis de N requerida para aplicar (kg ha⁻¹)

MR = meta de rendimiento en grano (Mg ha⁻¹)

Nex = cantidad de N extraído por unidad de rendimiento: 22 kg Mg⁻¹ (García, 1999)

Nin = N inorgánico en el perfil del suelo

EfN = factor de eficiencia de uso de N: 0.45 kg kg⁻¹ (La, 1995).

En función del requerimiento de N del cultivo se determinó la dosis de efluente a aplicar con la siguiente fórmula:

$$DE = \frac{DN}{N_{tot}} \quad (2)$$

DE: dosis efluente aplicar (D1)

DN: requerimiento de N del cultivo según rinde de referencia

N_{tot} = contenido de N total en el efluente (kg Mg⁻¹) .

Finalmente, las dosis D2 y D3 correspondieron al doble y al cuádruple de D1, respectivamente.

Aplicación y caracterización del efluente

Las aplicaciones de efluente se realizaron mediante tanque presurizado (Figura 1) dos días previos a la siembra (30/11/2011 y 8/11/2012). El ancho de aplicación efectivo fue de 7 m y se ajustó el volumen aplicado midiendo los L m⁻² aplicados por pasada. A tal efecto se, colocaron bandejas en diferentes posiciones del ancho de aplicación (Figura 2) y se recolectó el volumen de cada una.



Figura 1: Aplicación de efluente con tanque presurizado

Figura 2: Bandejas para recolectar y medir la distribución del efluente



En las muestras del efluente recolectadas se analizó: Densidad y Materia Seca por secado en estufa, Materia orgánica total por método de Walkley y Black (Nelson & Sommer, 1982), Nitrógeno total por el método Kjeldhal (Page *et al.*, 1982), pH y Conductividad eléctrica por método potenciométrico (Blake & Hartge, 1986).

Evaluaciones sobre el cultivo

El cultivo de maíz es el híbrido 747 MG Dekalb, se sembró a una distancia de 0,525 m entre surcos el 2 de diciembre del año 2011 y el 11 de noviembre del 2012 para el primer y segundo ciclo respectivamente.

Se evaluó la implantación del cultivo contando el número de plantas establecidas por metro lineal en el estado V6 del mismo.

El rendimiento en grano y biomasa (tallos y hojas) se calculó midiendo la cantidad de plantas por metro cuadrado (m^2). A tal efecto se contaron el número de plantas y la cantidad de espigas en 1,92 m lineal en 3 surcos apareados para cada una de las repeticiones de los tratamientos. Se recolectaron 3 plantas en cada línea, que fueron secadas en estufa luego de extraer y trillar las espigas. Los granos se pesaron realizando la corrección por humedad (14%).

En el primer año de ensayo se calculó el nitrógeno absorbido por el cultivo (NABS) sumando el contenido de nitrógeno total en marlo, tallos con hojas y granos. A tal efecto, se secaron las muestras de marlos, tallos y hojas en estufa hasta peso constante a 40°C y se determinó el contenido de Nitrógeno total por el método Kjeldhal (Page *et al.*, 1982). En el segundo año del ensayo solo se determinó N total en granos y se asumió que la distribución entre granos, marlos y hojas con tallos fue igual que en el ciclo anterior.

Evaluación de la lixiviación de nitratos

La lixiviación de nitratos fue estimada indirectamente mediante el contenido de nitrógeno de nitratos ($N-NO_3$) medidos por el método colorimétrico del fenoldisulfónico (Keeney & Nelson, 1982) en muestras

extraídas a 3 m de profundidad considerando que la máxima profundidad para un suelo similar alcanzada por las raíces del cultivo de maíz es de 2,20 m (Dardanelli *et al.*, 1997) para un suelo similar.

Evaluación de la Materia orgánico del suelo

Para comprobar si la aplicación de efluente produjo modificaciones en el Carbono total del suelo y por consiguiente en la captura de N asumiendo una relación carbono-nitrógeno (C/N) constante para la materia orgánica humificada, al finalizar los dos ciclos experimentales se tomaron muestras compuestas del horizonte A (de 0 – 10 cm) de cada tratamiento y se determinó en ellas el contenido de materia orgánica del suelo por el método de Walkley y Black (Nelson & Sommer, 1982).

Eficiencia aparente de recuperación de N

La eficiencia de recuperación aparente de N se calculó partir de la fórmula (4) por Muñoz *et al.*, (2004):

$$EAR = \frac{(NABSt_e - NABSt_o)}{DN} * 100$$

Donde:

EAR: eficiencia aparente de recuperación de N.

NABSt_e: kg de nitrógeno absorbido por el cultivo en el tratamiento con aplicación de efluente.

NABSt_o: kg de nitrógeno absorbido por el cultivo en el tratamiento sin aplicación de efluente.

DN: kg de N aplicado con el efluente.

Procesamiento de datos

Se realizó el análisis de la varianza y la comparación de medias del efecto de los distintos tratamientos sobre todas las variables evaluadas mediante test de Tukey (Alfa=0,05) para los dos ciclos de ensayo utilizando el programa estadístico InfoStat, 2008 (Di Renzo *et al.*, 2011).

Resultados y discusiones

Composición del efluente aplicado.

La composición del efluente aplicado durante la experiencia se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2: Composición del efluente aplicado

Ciclos de ensayo	Densidad (kg m ⁻³)	MS (%)	MO (%)	Nt (%)	pH	CE dS m ⁻¹
2011-2012	0,97	31	20	1,5	6,84	22,3
2012-2013	0,97	30	19,6	1,86	7,53	18,2

MS: Materia seca, MO: Materia orgánica, Nt: Nitrógeno total, CE: Conductividad eléctrica

Los valores medidos en la composición del efluente se encontraron dentro de los rangos informados por Nosetti *et al.*, 2002; Diez *et al.*, 2010; Imhoff *et al.*, 2011 y Matsi, 2011, principalmente en cuanto al % de N (1,15 - 4 %). Sin embargo, se destacan como valores no comunes a los reportados por la bibliografía la conductividad eléctrica cuyo alto valor se explica por el elevado contenido de sales (4 g L^{-1}) en el agua que se utiliza para la faena de ordeño y un elevado contenido de materia seca posiblemente vinculado a la recolección de desperdicios de la alimentación del ganado que es efectuada adentro de las instalaciones de ordeño.

Dosis de efluente y de N aplicado.

Las cantidades de efluente y de N aplicado en cada tratamiento se indican en la Tabla 3.

Tabla 3: Dosis de efluente y dosis de nitrógeno aplicada en cada tratamiento en los dos ciclos de ensayo

Tratamiento	2011-2012			2011-2013		
	DE (L ha^{-1})	DE (kg ha^{-1})	DN (kg ha^{-1})	DE (L ha^{-1})	DE (kg ha^{-1})	DN (kg ha^{-1})
D1	68000	65960	311	68000	65960	368
D2	137000	132890	622	137000	132890	742
D3	206000	199820	933	206000	199820	1113

DE: Dosis de efluente, DN: Dosis de nitrógeno

Las cantidad de efluente y N que se aplicaron en los tratamientos de esta experiencia son similares a las reportadas por Imhoff *et al.*, (2011) y superiores a la dosis máxima utilizada por Diez, (2010) en un 58 % y 138 % para los tratamientos D2 y D3 respectivamente.

Implantación del cultivo.

El número de plantas establecidas no presentó diferencias significativas en ninguna de los dos ciclos de la experiencia (Figuras 3 y 4) por lo que no hubo efectos negativos en la germinación ni en el desarrollo de las plántulas del cultivo. Estos resultados son similares a los reportados por Matsi *et al.*, (2003) en aplicaciones de efluentes en el cultivo de trigo donde no se afectó la germinación, sin embargo contrastan con los resultados obtenidos por Adriano *et al.*, (1973) quienes concluyeron que la aplicación de efluentes puede afectar la germinación y la emergencia de algunos cultivos debido a la concentración de NH_3 .

Figura 3: Análisis de la varianza con comparación de medias de plantas establecidas en el ciclo 2011-2012

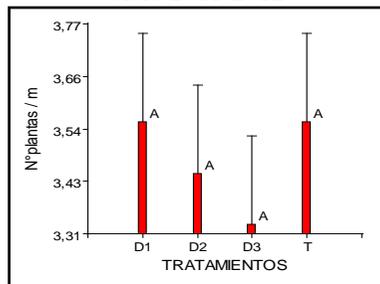
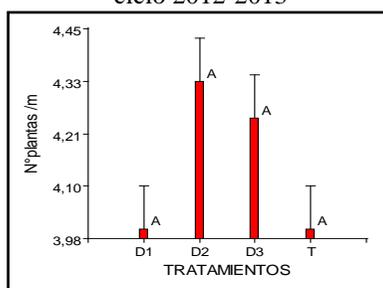


Figura 4: Análisis de la varianza con comparación de medias de plantas establecidas en el ciclo 2012-2013



Letras iguales no presentan diferencias significativas (Tukey, $\alpha=0,05$), letras diferentes corresponden a diferentes valores de significancia estadística

Rendimiento del cultivo

Los rendimientos en grano obtenidos en relación a las dosis aplicadas fueron variable según el ciclo productivo. El rendimiento medio por tratamiento del ciclo 2011-2012 varió entre un máximo de 9714 kg ha⁻¹ que corresponde al tratamiento D2 y un mínimo de 7026 kg ha⁻¹ que corresponde al testigo (T), siendo ésta diferencia estadísticamente significativa (Figura 5).

Estos resultados se asemejan a los obtenidos en cultivo de sorgo por Imhoff *et al.*, (2011) quienes encontraron un incremento en el rendimiento a tasa creciente hasta una dosis de 120 Mg ha⁻¹ de efluente, mientras que para esta experiencia se obtuvo un incremento significativo hasta los 133 Mg ha⁻¹.

En el ciclo 2012-2013 el comportamiento del rendimiento medio por tratamiento varió entre un máximo de 12326 kg ha⁻¹ correspondiente al tratamiento D3 y un mínimo de 7443 kg ha⁻¹ correspondiente al testigo (T), diferencia que es estadísticamente significativa (Figura 6).

Figura 5: Rendimientos en granos del ciclo 2011-2012

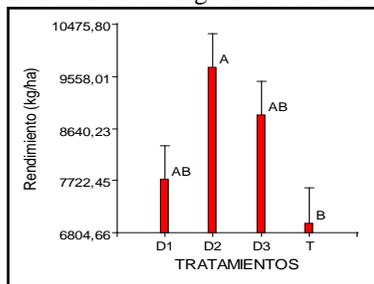
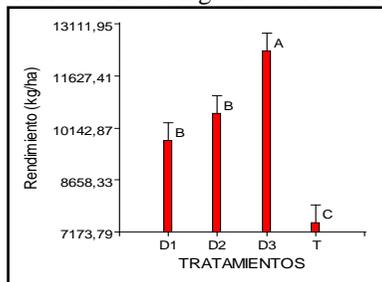


Figura 6: Rendimientos en granos del ciclo 2012-2013



Letras iguales no presentan diferencias significativas (Tukey, $\alpha=0,05$), letras diferentes corresponden a diferentes valores de significancia estadística

Los resultados obtenidos en este trabajo confirman que la aplicación de efluentes de la actividad lechera en el cultivo de maíz produce un incremento en el rendimiento en granos tal como lo reportaron Lopez *et al.*, (2001); Sosa *et al.*, (2010); Diez (2010); Fontaneto *et al.*, (2010); Imoff *et al.*, (2011); Trejo-Escareño *et al.*, (2013). Sin embargo, en el ciclo 2011-2012 la respuesta fue positiva hasta la dosis de 133 Mg ha⁻¹ de efluente (D2) a partir del cual el rendimiento comenzó a declinar, mientras que el resultado del ciclo 2012-2013 el rendimiento no alcanzó techo en función de las dosis aplicadas. Estas diferencias podrían explicarse a partir de la oferta hídrica de cada ciclo. Durante los tres primeros meses posteriores a la siembra del ciclo 2011-2012 llovieron 236 mm mientras que para el segundo ciclo la lluvia durante ese período fue de 620 mm. En consecuencia, durante el primer ciclo el cultivo presentó un severo déficit hídrico que afectó negativamente el rendimiento global y la respuesta a la aplicación de efluente sólo fue significativa para las dosis D2. En el segundo ciclo, al no tener restricciones hídricas importantes el rendimiento promedio fue mayor y la respuesta se manifestó a partir de D1. Desde el punto de vista de la captura de N por parte del cultivo y su incidencia sobre el rendimiento, Espósito *et al.*, (2006) y Alvares, (2005) indican que la misma está fuertemente regulada por la disponibilidad hídrica por lo que en condiciones de estrés hídrico, además de

obtener menores rendimientos la posibilidad de capturar N residual del efluente es sensiblemente menor.

Captura de N residual en el suelo

Los contenidos de MOS determinados en el horizonte A luego de dos ciclos experimentales no presentaron diferencias significativas entre los tratamientos (Tabla 4).

Tabla 4: Contenido de MO del suelo en los 10 primeros cm del horizonte A

Tratamiento	MOS (%)	DS
D1	2,34	A
D2	2,11	A
D3	2,1	A
T	2,26	A

Letras iguales no presentan diferencias significativas estadísticas (Tukey, $\alpha=0,05$). MSO: contenido de materia orgánica del suelo, DS: Diferencias significativas

Estos resultados indican que en esta experiencia la captura de N por la dinámica del C del suelo no ha ocurrido en contraste a lo reportado por Min *et al.*, (2003) y Khan *et al.*, (2007) que señalan incrementos en el carbono y en consecuencia del N en el suelo ante el añadido de efluentes.

El otro mecanismo que afecta la captura de N en el perfil del suelo es la lixiviación del mismo como nitratos. En esta experiencia, los contenidos de N-NO₃ a los 3 m de profundidad no presentaron diferencias significativas entre tratamientos aunque persiste una baja cantidad de N-NO₃ que posiblemente migre a la capa freática. Sin embargo a diferencia de lo expresado por Lewis *et al.*, (2003) esta cantidad no se ha incrementado por la influencia de las mayores dosis de N aplicadas con el efluente en ninguno de los dos ciclos de ensayo (Tabla 5).

Tabla 5: Contenido de N-NO₃ en el suelo a los 3 m de profundidad en ambos ciclos productivos

Tratamiento	Ciclo 2011-2012		Ciclo 2012-2013	
	N-NO ₃ (mg kg ⁻¹)	DS	N-NO ₃ (mg kg ⁻¹)	DS
D1	1,74	A	1,92	A
D2	2,27	A	2,1	A
D3	1,62	A	1,6	A
T	2,3	A	1,17	A

Letras iguales no presentan diferencias significativas estadísticas (Tukey, $\alpha=0,05$). N- NO₃: Nitrógeno de nitratos, DS: Diferencias significativas

Finalmente en esta experiencia no se ha verificado una captura de N en el suelo mediante la materia orgánica pero tampoco una transferencia de nitrógeno al agua subterránea proveniente del efluentes.

Captura de N residual en el cultivo

Contenido relativo de N en la biomasa del cultivo

Los valores promedios del contenido de N total determinados en los distintos compartimentos de la planta (marlo, tallos + hojas y granos) son similares a los reportados por Echeverría & García, (2005). En las figuras 6, 7, 8, 9 y 10 se puede observar que el % de N en los distintos compartimentos de la biomasa aérea (marlo, tallos + hojas, granos del primer ciclo y granos del segundo ciclo).

Figura 7: Comparación de medias del %N total en marlo entre tratamientos en el ciclo 2011-2012

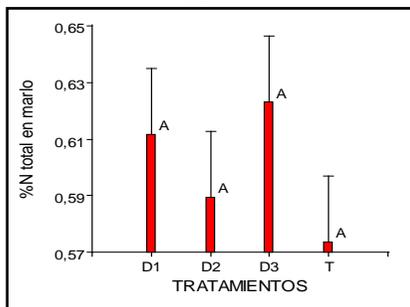


Figura 8: Comparación de medias del % N total en tallos y hojas en el ciclo 2011-2012

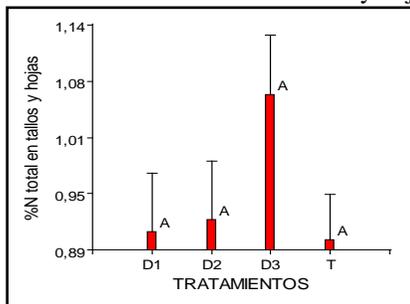


Figura 9: Comparación de medias del %N total en grano entre tratamientos en el ciclo 2011-2012

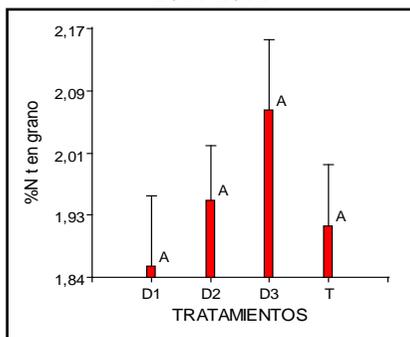
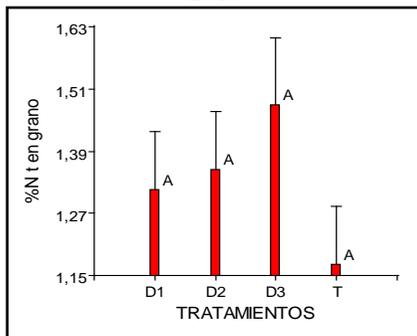


Figura 10: Comparacion de medias del %N total en grano entre tratamientos del ciclo 2012-2013



Letras iguales no presentan diferencias estadísticas significativas (Tukey, $\alpha=0,05$)

Los resultados difieren de los obtenidos por Sosa *et al.*, (2010), Figueroa Viamonte *et al.*, (2010) y Rimski-Korsakov *et al.*, (2008) debido a que estos autores indican incrementos significativos en el contenido de N con el incremento de la dosis de N aplicada, situación que no se registró en esta experiencia.

Eficiencia aparente de recuperación de N

En el ciclo 2011-2012 la EAR fue de 1,55 % para D1, 9,99 % para D2 y 6,37 % para D3 sin presentar diferencias significativas entre tratamientos mientras que en el ciclo 2012-2013 las diferencias fueron significativas entre el tratamiento D1 con respecto a los tratamientos D2 y D3, correspondiendo a cada uno los valores promedios de 19.33 %, 2.63 % y 3.66 % respectivamente. Estos resultados se muestran en las figuras 11 y 12.

Figura 11: EAR en el ciclo 2011-2012

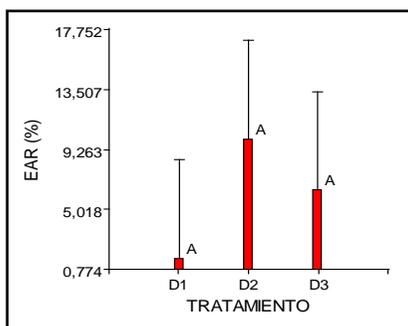
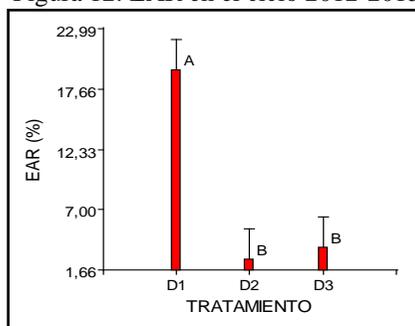


Figura 12: EAR en el ciclo 2012-2013



Letras iguales no presentan diferencias significativas (Tukey, $\alpha=0,05$), letras diferentes corresponden a diferentes valores de significancia estadística

En general los resultados obtenidos muestran una marcada variabilidad. No se observa disminución de la EAR con el incremento de las dosis de N como lo indican Albarenque *et al.*, (2012) y Muñoz *et al.*, (2004) quienes determinaron éste índice en adiciones de N mineral. El mayor valor de EAR en el primer ciclo corresponde al tratamiento D2 coincidiendo con el tratamiento de mayor rendimiento, mientras que en el segundo ciclo el mayor valor del índice se obtuvo con el tratamiento de menor dosis aplicada. Es posible que una gran proporción del N del efluente sea parte de la MO lábil del mismo, que es un compuesto de rápida mineralización, cuyo momento de mayor liberación de N coincidió con el mayor requerimiento de este nutriente por el cultivo (Feng *et al.*, (2005) por lo que el N liberado del efluente podría haber sido la fuente principal de N. Por otra parte, a excepción del tratamiento D1, los valores de EAR calculados son sensiblemente menores a los reportados por Figueroa Viramontes *et al.*, (2010) y Powell *et al.*, (2010) utilizando abonos orgánicos. Los resultados de esta experiencia muestran que hay un gran excedente del N aplicado que no es capturado por el cultivo, no es retenido en la materia orgánica del suelo pero que tampoco es transferido al agua subterránea por lixiviación. En tal sentido surge como hipótesis la transferencia de N a la atmósfera. De hecho Sommer & Hutchings, (2001) indican tasas de transferencia de nitrógeno gaseoso hasta el 99%. Las condiciones de aplicación para este ensayo hacen suponer que las pérdidas por volatilización fueron muy importantes debido a que se aplicó en una sola oportunidad, en altas dosis, sin incorporar al suelo y con alta temperatura, radiación solar y velocidad del viento, siendo todas éstas condiciones favorables para el proceso de volatilización según lo reportado por Reynolds & Wolf, (1987), Sommer & Hutchings, (2001) y Braschkat *et al.*, (1997).

Conclusion

- La utilización de efluentes de la producción bovina de leche sobre el cultivo de maíz es positiva respecto a que no afecta el número de plantas logradas a cosecha e incrementa significativamente el rendimiento en granos.
- La aplicación de efluentes no modificó el contenido de materia orgánica del suelo.
- Las dosis aplicadas en un Haplustol franco arenoso con cultivo de maíz no generan transferencia de nitrógeno de nitrato al agua subterránea mediante lixiviación.
- La recuperación aparente de N residual del efluente de la producción bovina de leche ha sido menor a la reportada en experiencias similares. Esto implica la necesidad de estudiar los mecanismos de transferencia de N a la atmósfera.
- La técnica de utilización de efluentes en condiciones como las de este ensayo resultan aconsejable pues incrementa el rendimiento, no produce contaminación del agua subterránea y evita la concentración del efluente en lagunas próximas a viviendas e instalaciones de ordeño.

Agradecimientos

Trabajo financiado por: SECYT - Universidad Nacional de Río Cuarto y Ministerio de Ciencia y Tecnología de la provincia de Córdoba, Fondo para la Investigación Científica y Tecnológica, Préstamo BID PID N°013/2009.

Se agradece al Ing. Agr. Henry Arturso propietario del establecimiento donde se desarrollo la experiencia y a INTA Canals por proveer los datos meteorológicos.

References:

- Adriano, D. C., Chang, A. C., Pratt, P. F. & Sharpless, R. (1973). Effect of soil application of dairy manure on germination and emergence of some selected crops. *Journal of Environmental Quality*, 2(3), 396-399.
- Albarenque, S. M., Caviglia, O. P., Melchiori, R. J. M. & Paraná, I. E. (2012). Evaluación de la eficiencia en el uso de nitrógeno y respuesta a la fertilización nitrogenada por ambiente en el cultivo de maíz. In *Congreso de Valor Agregado en Origen. 1. Curso Internacional de Agricultura de Precisión. 11. Expo de Máquinas Precisas. 6. 2012 07 18-20, 18, 19 y 20 de julio de 2012. Manfredi, Córdoba. AR.*
- Álvarez, R. 2005. Cap. 7: Fertilización de Maíz V8-V9. Fertilización de cultivos de granos y pasturas. Diagnóstico y recomendaciones en la Región Pampeana. Coordinador Álvarez, R. Editorial de la Facultad de Agronomía. Universidad Nacional de Buenos Aires.

- Arocena, R., Chalar, G., Fabián, D., Pacheco, J. P., González Piana, M., Olivero, V., ... & Perdomo, C. H. (2013, May). Impacto de la producción lechera en la calidad de los cuerpos de agua. In *VII Congreso de Medio Ambiente*.
- Blake G.R. & Hartge, K.H. (1986): Bulk Density, en *Methods of soil análisis, Part 1, Physical and mineralogical methods, Agronomy monographs no. 9, second edition, ASA.SSSA.*, pp 363-375.
- Braschkat, J., Mannheim, T. & Marschner, H. (1997). Estimation of ammonia losses after application of liquid cattle manure on grassland. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 160(2), 117-123.
- Charlón, V., Cuatrín, A. L., Sapino, V. & León, C. (2010). Impacto del almacenamiento de efluentes de tambo en la calidad del agua subterránea. *Jornadas Interdisciplinarias*.
- Dardanelli, JL; Bachmeier, O.A.; Sereno, R. & Gil, R.C. (1997). Potential soil water extraction parameters for several crops in a silty loam soil. *Field Crops Res.* 54: 29-38.
- Degioanni, A. (2013). Contaminación difusa con nitrógeno. Implicancias territoriales. Cap. 7. En *Bases conceptuales y metodológicas para el ordenamiento territorial en el medio rural*. Giayetto O, Plevich O, Lallana V y Pilatti M. Compiladores. Libroclíc Ediciones. ISBN 978-987-29233-0-3.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M. & C.W. Robledo. (2011). *InfoStat versión 2011*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Dido, C., Mieres, F., Rinaldi, G., Benedetti, P. & Campaña, H. (2013). Evaluación técnico económica del tratamiento anaeróbico de los efluentes de un tambo de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 4(4), 65-74.
- Diez M. (2010). Manejo de los efluentes originados en tambo: una experiencia en el este de La Pampa. *IPNI. Informaciones Agronómicas* 47.
- Diez, M.; Frasier, I.; Sardiña, C. & Quiroga A. (2010). Efluentes de tambo en maíces establecidos sobre entisoles y molisoles en la planicie medanosa. *XXII Congreso argentino de la Ciencia del Suelo*. 3_303_1. 146.
- Dordas, C. A., Lithourgidis, A. S., Matsi, T. & Barbayiannis, N. (2008). Application of liquid cattle manure and inorganic fertilizers affect dry matter, nitrogen accumulation, and partitioning in maize. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 80(3), 283-296.
- Echeverría, H. & Garcia, F. O. (2005) Fertilidad de los suelos y fertilización de cultivos. *IPNI. Inta*.

- Echeverría, H. & Rozas, H. S. (2001). Eficiencia de recuperación del nitrógeno aplicado al estadio de seis hojas del maíz bajo riego en siembra directa y labranza convencional. *Ciencia del suelo*, 19(1), 57-66.
- Espósito, G., Castillo, C. & Balboa, R. (2006). Calibración y validación de un método de diagnóstico de fertilización nitrogenada en maíz para el sur de Córdoba (Argentina). *Revista de Investigación Agraria. RIA*, 35(3), 45-63.
- Etchevehere, P. (1976). Normas de Reconocimiento de Suelos. 2da. Ed. Actualizada. INTA-CIRN. Public. N° 52.
- Feng, G. L., Letey, J., Chang, A. C. & Campbell Mathews, M. (2005). Simulating dairy liquid waste management options as a nitrogen source for crops. *Agriculture, ecosystems & environment*, 110(3), 219-229.
- Figueroa-Viramontes, U., Cueto-Wong, J. A., Delgado, J. A., Núñez-Hernández, G., Reta-Sánchez, D. G., Quiroga-Garza, H. M., ... & Márquez-Rojas, J. L. (2010). Dairy manure on yield and apparent nitrogen recovery in silage corn. *Terra Latinoamericana*, 28(4), 361-369.
- Fontanetto H.; Gambaudo, S.; Sosa, N.; Imhoff, S. & Zen O. (2010). Efluentes del tambo: su utilización como fertilizante orgánico en maíz. Cuadernillo Fertilidad y Fertilizantes. Rev. Agromercado N° 47.
- García, F. O. (1999). Fósforo y Azufre en el cultivo de maíz. Informaciones Agronómicas del Cono Sur. INPOFOS/PPI/PPIC, Cono Sur. 3: 6-9.
- Guo, L. P., Zhang, F. S., Wang, X. R., Mao, D. R. & Chen, X. P. (2001). Effect of long-term fertilization on soil nitrate distribution. *Journal of Environmental Sciences*, 13(1), 58-63.
- Imhoff, S.; Ghiberto, P.; Carrizo, M. E.; Charlón, V.; Zen, O. & Gambaudo, S. (2011). Uso alternativo de efluentes de tambo para disminuir el impacto ambiental.
- Keeney, D.R. & D. W. Nelsol. (1982). Nitrogen, en *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and Microbiological properties. Agronomy monographis N° 9, Second edition*, pp 643- 693 ASA. ASSA.
- Khan, A. U., Iqbal, M. & Islam, K. R. (2007). Dairy manure and tillage effects on soil fertility and corn yields. *Bioresource technology*, 98(10), 1972-1979.
- Klute, A. (1986). *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. Agron. Monographi N° 9 ASA, SSA. Madison, Wisconsin USA.*
- Klute, A. (1986). *Water Retention. Methods of soil analysis. Part 1 in Physical and mineralogical properties. Editor- in- chief A. Klute. Number 1 in the series Am. Soc. Agronomy and Soil Sci. Soc. Am., Inc., Publ Madison, WI.*
- La, A. (1995). Manejo de los residuos originados en los tambos.
- Lewis, D. R.; McGechan, M.B. & McTaggart, I.P. (2003). Simulating field-scale nitrogen management scenarios involving fertiliser and

slurry applications. Original Research Article Agricultural Systems, Volume 76, Issue 1, April 2003, Pages 159-180.

López-Mtz, J. D., Díaz, A. E., Martínez, E. R. & Valdez, C. R. D. (2001). Abonos orgánicos y su efecto en propiedades físicas y químicas del suelo y rendimiento en maíz. *Terra*, 19(4), 293-299.

Marinari, S., Masciandaro, G., Ceccanti, B. & Grego, S. (2000). Influence of organic and mineral fertilisers on soil biological and physical properties. *Bioresource Technology*, 72(1), 9-17.

Matsi, T. (2011). Liquid Cattle Manure Application to Soil and Its Effect on Crop Growth, Yield, Composition, and on Soil Properties. *SOIL FERTILITY IMPROVEMENT AND INTEGRATED NUTRIENT MANAGEMENT—A GLOBAL PERSPECTIVE*, 97.

Matsi, T., Lithourgidis, A. S. & Gagianas, A. A. (2003). Effects of injected liquid cattle manure on growth and yield of winter wheat and soil characteristics. *Agronomy Journal*, 95(3), 592-596.

Meisinger, J. J. & Randall G. W. (1991). Estimating nitrogen budgets for soil-crop systems. pp. 85-124. In: R. F. Follet, D. R. Keeney, and R. M. Cruse (eds.). Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability. Soil Science Society of America. Madison, WI, USA.

Min, D. H., Islam, K. R., Vough, L. R. & Weil, R. R. (2003). Dairy manure effects on soil quality properties and carbon sequestration in alfalfa–orchardgrass systems. *Communications in soil science and plant analysis*, 34(5-6), 781-799.

Muñoz, G. R., Kelling, K. A., Powell, J. M. & Speth, P. E. (2004). Comparison of estimates of first-year dairy manure nitrogen availability or recovery using nitrogen-15 and other techniques. *J. Environ. Qual.* 33: 719-727.

Nelson D. W. & Sommers L. E. (1982). Total carbon, Organic carbon and Organic Matter in A. Klute (ed.) *Methods of soil analysis Chemical and Microbiological Properties Part 2.* ed Agron. Monogr. 9. ASA, pp. 539-577.

Nosetti, L., Herrero, M. A., Pol, M., Maldonado May, V., Iramain, M. S. & Flores, M. (2002). Cuantificación y caracterización de agua y efluentes en establecimientos lecheros. II. Calidad de efluentes y eficiencia de los procesos de tratamiento. *InVet*, 4(1), 45-54.

Page, A. L. (1982). *Methods of soil analysis Part 1* Number 9. American Society of Agronomy, Inc. Soil Science Society of American, Inc. Segunda edición. Madison, Wisconsin. USA. 1159 p.

Pettigiani, E., Bragachini, M. & Garrido S. (2013). Potencial Energético de Residuos Biomásicos en la Provincia de Córdoba. Jornadas sobre Generación de Energía a partir de Biomasa

(<http://www.apie.com.ar/jornadabiomasa2013/>)

- Powell, J. M., Gourley, C. J. P., Rotz, C. A. & Weaver, D. M. (2010). Nitrogen use efficiency: A potential performance indicator and policy tool for dairy farms. *Environmental Science & Policy*, 13(3), 217-228.
- Rafie, M. R., Jvadzadeh, M. & Dehashvar, S. (2010). Study of Recovery and Efficiency of Nitrogen on Corn.
- Reynolds, C. M. & Wolf, D. C. (1987). EFFECT OF SOIL MOISTURE AND AIR RELATIVE HUMIDITY ON AMMONIA VOLATILIZATION FROM SURFACE-APPLIED UREA. *Soil science*, 143(2), 144-152.
- Rimski-Korsakov, H., Rubio, G., Pino, I. & Lavado, R. S. (2008). Destino del nitrógeno del fertilizante en un cultivo de maíz. *Informaciones Agronómicas*, 39.
- Schröder, J. (2005). Revisiting the agronomic benefits of manure: a correct assessment and exploitation of its fertilizer value spares the environment. *Bioresource Technology*, 96(2), 253-261.
- Sommer, S. G., & Hutchings, N. J. (2001). Ammonia emission from field applied manure and its reduction—invited paper. *European Journal of Agronomy*, 15(1), 1-15.
- Sosa, N., Gambaudo, S., Fontanetto, H. & Keller, O. (2010). Aplicación de enmienda orgánica en el cultivo de maíz. *Publicación miscelánea. EEA Rafaela*, (118).
- Trejo-Escareño, H. I., Salazar-Sosa, E., López-Martínez, J. D. & Vázquez-Vázquez, C. (2013). Impacto del estiércol bovino en el suelo y producción de forraje de maíz. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 4(5), 727-738.
- Vieytes, A. (2011). El manejo de efluentes en el tambo. Sitio web:http://www.icaarg.com.ar/imCienciages/archivos/EL_MANEJO_DE_EFLUENTES_EN_EL_TAMBO[1].
- Wang, P., Changa, C. M., Watson, M. E., Dick, W. A., Chen, Y. & Hoitink, H. A. J. (2004). Maturity indices for composted dairy and pig manures. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(5), 767-776.