

Helena Rimski-Korsakov, Marta Susana Zubillaga, María Rosa Landriscini y Raúl Silvio Lavado

Utilización de un cultivo de cobertura luego de maíz, para recuperar nitratos residuales susceptibles de lixiviarse

INTRODUCCIÓN

La contaminación de aguas subsuperficiales y superficiales con nitratos, sean éstos provenientes de los fertilizantes o de la mineralización de la materia orgánica del suelo o los residuos orgánicos, es un problema que genera preocupación en el mundo. Desde que se ha observado este fenómeno en el país (Andriulo et al., 2000; Costa et al., 2002; Rimski-Korsakov et al., 2004), se ha transformado también en un problema para nosotros. Los cultivos de cobertura (CC) son una alternativa tecnológica potencial para disminuir las pérdidas de nitratos por lixiviación (Macdonald et al., 2005; Hooker et al., 2008). El proceso constaría, en síntesis, de dos etapas: i) la absorción por el CC de los nitratos residuales (entendiéndose como nitratos residuales a los presentes en los primeros 150 cm del suelo luego de la cosecha del cultivo), o los producidos por la mineralización de la materia orgánica o rastrojo durante el período entre los cultivos de interés, y ii) la liberación de ese N durante el cultivo siguiente, debido a la descomposición de los residuos del CC. Los CC también pueden reducir la lixiviación de nitratos porque su transpiración disminuye el agua percolante que desplaza a estos nitratos hacia las capas más profundas del suelo (Thorup-Kristensen et al., 2003). Cuando el rendimiento de un cultivo disminuye por la ocurrencia de un estrés, como por ejemplo una sequía, el contenido de nitratos residuales tiende a incrementarse, aumentándose el riesgo de pérdidas de nitratos por lixiviación (Rimski-Korsakov et al., 2009). En esas condiciones la incorporación de un CC, con posterioridad al cultivo que sufrió estrés, se torna

interesante como alternativa para reducir la cantidad de nitratos residuales. Así, se disminuye el riesgo de lixiviación y contaminación de acuíferos.

El conocimiento de la capacidad de los CC para reducir las pérdidas por lixiviación de nitratos originó un consenso favorable bastante generalizado. Sin embargo, se conocen algunos resultados opuestos: desde CC que no fueron eficientes para cumplir el rol buscado, hasta evidencias que en el largo plazo estos cultivos podrían aumentar las pérdidas de nitratos por lixiviación (Berntsen et al., 2006). Como ejemplo del primer caso, Ritter et al., (1998) no encontraron diferencias en el contenido de nitratos del suelo o en el agua de drenaje, entre cultivos de maíz, ante la presencia o no de un CC integrado por centeno. El aumento en la lixiviación de nitratos, por su parte, fue atribuida a que los incrementos del N orgánico del suelo por el uso de CC no fue acompañada por una disminución proporcional de la dosis de fertilizante utilizado (Hansen et al., 2000). Otra razón posible es el eventual efecto negativo del CC sobre el rendimiento del cultivo principal, que puede llevar a un menor aprovechamiento del fertilizante aplicado, dejando nitratos residuales susceptibles a lixiviar (Thorup-Kristensen et al., 2003). Por todo lo expuesto, la práctica de utilizar CC para reducir las pérdidas de nitratos por lixiviación debe ser considerada para cada situación en particular.

Dentro de las especies utilizadas como CC en zonas templadas, el raigrás anual (*Lolium multiflorum*) es utilizado en barbechos invernales. Se caracteriza por tener un rápido crecimiento, adaptándose bien a suelos con altos contenidos de arcillas y excesos de humedad. Posee una buena aptitud para capturar los nitratos residuales y se

le atribuye la capacidad de incrementar el contenido de materia orgánica del suelo, mejorar la estructura edáfica y controlar la erosión y las malezas (Clark, 2007).

En el presente se analiza la capacidad del raigrás como CC para reducir el contenido de nitratos residuales, luego de un cultivo de maíz fertilizado con nitrógeno y sometido a estrés hídrico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se trabajó en el predio de la Facultad de Agronomía (UBA) ubicado en la ciudad de Buenos Aires (34° 36'S, 58° 29'O), sobre un Argiudol Vértico, cuyas principales características se presentan en la Tabla 1. El ensayo contempló dos etapas, la primera con un cultivo de maíz (*Zea mays* cv FAUBA 209) y la segunda, inmediatamente a continuación de la anterior, con un raigrás anual (población comercial de *Lolium multiflorum*).

Las precipitaciones y la evapotranspiración que tuvieron lugar durante el ensayo fueron recopiladas de los registros obtenidos en la Estación Meteorológica Villa Ortúzar, del Servicio

Meteorológico Nacional, contigua a la FAUBA (Figura 1). El maíz se sembró en noviembre del 2005 y se cosechó en mayo del 2006. A continuación se sembró el raigrás que fue muestreado en noviembre del 2006. Las parcelas tuvieron una dimensión de 2.5 x 4.5 m. En cada parcela se delimitó una "microparcela" de 1.5 x 1.2 m. Todas las parcelas recibieron una fertilización presiembra con superfosfato triple (30 kg P ha⁻¹), aplicado al voleo, y con nitrato de amonio (140 kg N ha⁻¹) incorporado en banda en el estado fenológico de V6 (Ritchie y Hanway, 1982). Dentro de las microparcelas se fertilizó con la misma dosis de N, pero se utilizó fertilizante marcado con ¹⁵N (1.5% abundancia).

Se aplicó un diseño estadístico con bloques completamente aleatorizados con 3 repeticiones. Los tratamientos durante el cultivo de maíz fueron:

H50: con estrés hídrico en el maíz.

H100: sin estrés hídrico en el maíz.

Posteriormente, se sembró el CC en la mitad de las parcelas de cada tratamiento, mientras que la otra mitad se dejó en barbecho con suelo desnudo. Quedando contemplados, finalmente, los siguientes tratamientos:

H50 + CC: maíz con estrés hídrico y con cultivo de cobertura posterior al maíz.

H50 - CC: maíz con estrés hídrico y sin cultivo de cobertura posterior al maíz.

H100 + CC: maíz sin estrés hídrico y con cultivo de cobertura posterior al maíz.

H100 - CC: maíz sin estrés hídrico y sin cultivo de cobertura posterior al maíz.

Tabla 1: Principales indicadores de la fertilidad química del suelo (0-30 cm).

Parámetro	Valor
Materia orgánica (%)	3,5
Nitrógeno total (%)	0,16
pH (agua 1:2,5)	7,3
CE (dS m ⁻¹)	0,08
P extractable, Bray I (ppm)	17,1

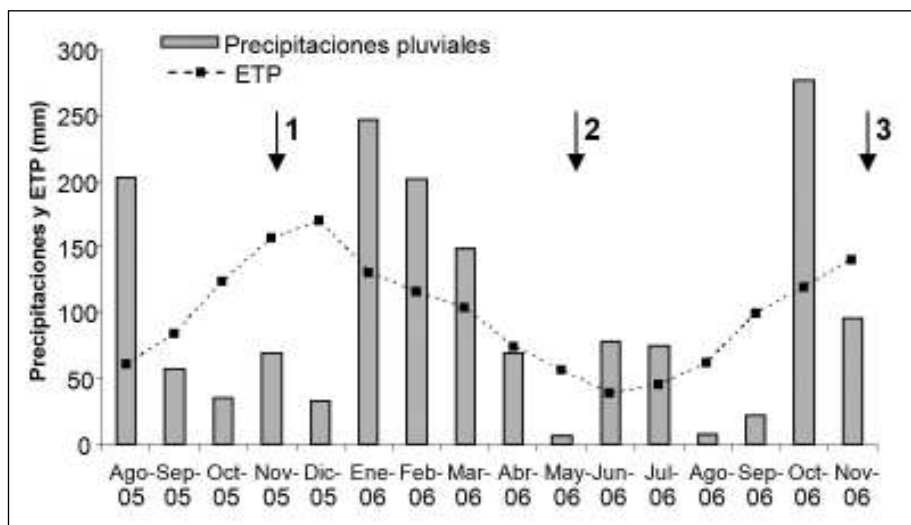


Figura 1: Precipitaciones pluviales y evapotranspiración ocurridas durante el desarrollo de los experimentos. Flechas: 1) siembra del maíz, 2) cosecha del maíz y siembra del raigrás, 3) muestreo del raigrás.

Los tratamientos sin estrés hídrico recibieron 621 mm de agua, que corresponde al 100% de la evapotranspiración potencial del cultivo calculada por el método de Penman (1948), mientras que los estresados recibieron un 50% de dicha evapotranspiración (310 mm). Para controlar el ingreso de agua pluvial a las parcelas sometidas a estrés hídrico, se utilizó una estructura de nylon que cubrió los entresurcos. En las parcelas de los tratamientos que no sufrieron estrés hídrico se alcanzó el valor calculado de agua requerida, sumando el agua aportado por las lluvias y las aportadas por riegos complementarios, aplicados en los momentos que fue necesario. Las parcelas bajo estrés hídrico sólo recibieron agua por riego. En el período crítico (15 días antes y después de floración) no se las regó.

Se cosechó material vegetal a madurez fisiológica del maíz y del raigrás. Se determinó la materia seca aérea y N total por Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982) y la proporción de $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ por espectrometría de emisión óptica (Fiedler y Proksch, 1985). Con estos resultados se estimó el N acumulado derivado del suelo y el derivado del fertilizante. Se muestreó el suelo a cosecha del maíz y del raigrás, de 0 a 150 cm de profundidad, en intervalos de 30 cm. En las muestras se cuantificó la concentración NO_3 por destilación (Sparks et al., 1996) y el $^{15}\text{N}-\text{NO}_3$ por la técnica citada. En los primeros 30 cm se determinó el contenido de nitrógeno orgánico total por Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982) y el proveniente del fertilizante (^{15}N). Se estimó la mineralización aparente del N orgánico proveniente del fertilizante (^{15}N), realizando la diferencia entre el contenido de ^{15}N orgánico presente a cosecha del maíz y a cosecha del raigrás. Esta estimación es aproximada ya que solo se basa en la diferencia en el tamaño del componente ^{15}N orgánico en dos momentos puntuales, sin tener en cuenta los posibles flujos de entrada y salida del mismo (Videla, 2007).

RESULTADOS

Muestreo a cosecha del maíz

El maíz afectado por estrés hídrico generó menor biomasa aérea total a madurez fisiológica que el no estresado (Tabla 2). El rendimiento en granos también fue menor cuando el agua fue limitante, alcanzándose valores de 9100 y 13300 kg grano ha^{-1} con y sin estrés hídrico, respectivamente. El N total y el N derivado del fertilizante acumulado en la biomasa aérea total fue mayor cuando no hubo estrés hídrico (Tabla 2). El N derivado del suelo no mostró diferencias entre tratamientos. El contenido de nitratos residuales (0-150 cm) originales del suelo no evidenció diferencias entre tratamientos (Tabla 3). En forma opuesta los nitratos residuales derivados del fertilizante fueron mayores en el tratamiento donde el maíz sufrió estrés hídrico. Esta acumulación de nitratos tuvo lugar en los primeros 30 cm del perfil, donde fue mayor tanto el contenido de nitratos derivados del fertilizante como el del suelo. El resto de las profundidades (30-150 cm) no mostraron diferencias significativas entre tratamientos. El N derivado del fertilizante encontrado en la fracción orgánica del suelo, fue superior en las parcelas que no fueron estresadas hídricamente (Figura 2).

Muestreo a cosecha del raigrás o del barbecho desnudo

La biomasa producida por el raigrás, el N acumulado en la misma, tanto total (suelo+fertilizante) como el derivado del suelo y del fertilizante, analizados en forma independiente, no mostraron diferencias significativas generadas por el nivel de humedad recibido por el maíz (Tabla 4).

Al momento del corte del raigrás, el contenido de nitratos residuales (0-150 cm), tanto naturales del suelo como proveniente del fertilizante, no mostró diferencias significativas entre tratamientos. A pesar de lo anterior, en los primeros 30 cm,

Tabla 2: Biomasa total producida por el maíz y N acumulado total y derivado del suelo y del fertilizante. Maíz con estrés hídrico (H50); maíz sin estrés hídrico (H100). Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

	Biomasa total kg MS ha^{-1}	N acumulado	N acumulado	N acumulado
		total	del fertilizante	del suelo
		kg N ha^{-1}		
H50	16921 b	134 b	34 b	120 a
H100	23723 a	222 a	65 a	157 a

Tabla 3: Contenido de nitratos originales del suelo y contenido de nitratos provenientes del fertilizante a cosecha del maíz. Maíz con estrés hídrico (H50); maíz sin estrés hídrico (H100). Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

	Profundidad (cm)					
	0-30	30-60	60-90	90-120	120-150	0-150
Nitratos del suelo (kg N-NO₃ ha⁻¹)						
H50	89,93 a	9,83 a	4,28 a	6,16 a	3,51 a	113,71 a
H100	68,19 b	21,83 a	12,25 a	3,74 a	2,13 a	108,15 a
Nitratos del fertilizante (kg ¹⁵N-NO₃ ha⁻¹)						
H50	10,68 a	0,72 a	0,23 a	0,04 a	0,02 a	11,69 a
H100	2,19 b	1,27 a	1,05 a	0,13 a	0,07 a	4,71 b

Tabla 4: Biomasa total producida por el raigrás y N acumulado total y derivado del suelo y del fertilizante. Maíz con estrés hídrico (H50); maíz sin estrés hídrico (H100). Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

	Biomasa total kg MS ha ⁻¹	N acumulado total	N acumulado del fertilizante	N acumulado del suelo
		kg N ha ⁻¹		
H50	4677 a	81 a	3 a	78 a
H100	5429 a	100 a	5 a	95 a

Tabla 5: Contenido de nitratos naturales del suelo y provenientes del fertilizante a cosecha del raigrás. Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

	Profundidad (cm)					
	0-30	30-60	60-90	90-120	120-150	0-150
Nitratos del suelo (kg N-NO₃ ha⁻¹)						
H50 +CC	43,37 a	9,90 a	7,69 a	6,82 a	5,78 a	73,57 a
H50 -CC	37,11 a	6,18 a	5,98 a	6,45 a	8,11 a	63,84 a
H100 +CC	9,39 b	14,42 a	7,31 a	7,27 a	5,49 a	43,87 a
H100 -CC	15,29 b	13,47 a	11,66 a	9,98 a	8,77 a	59,17 a
Nitratos del fertilizante (kg ¹⁵N-NO₃ ha⁻¹)						
H50 +CC	1,89 a	0,38 a	0,36 a	0,31 a	0,21 a	3,15 a
H50 -CC	2,05 a	0,29 a	0,28 a	0,25 a	0,22 a	3,08 a
H100 +CC	0,50 b	0,62 a	0,23 a	0,37 a	0,21 a	1,93 a
H100 -CC	0,63 b	0,43 a	0,61 a	0,39 a	0,33 a	2,39 a

tanto el contenido de nitratos del suelo, como el proveniente del fertilizante, fue mayor cuando existió estrés hídrico durante el cultivo de maíz, independientemente que haya habido, o no, raigrás previo (Tabla 5).

A diferencia de lo ocurrido a la cosecha del maíz, el N derivado del fertilizante formando parte del N orgánico al momento de corte del raigrás, no mostró diferencias significativas entre los tratamientos (Figura 2). Comparando los valores

encontrados en los dos momentos de muestreo se evidenció una disminución del N proveniente del fertilizante en dicha fracción.

DISCUSIÓN

El estrés hídrico afectó al cultivo de maíz, reduciendo su rendimiento y su biomasa aérea total. También redujo el N total y derivado del fertilizante acumulado en ella. La recuperación del

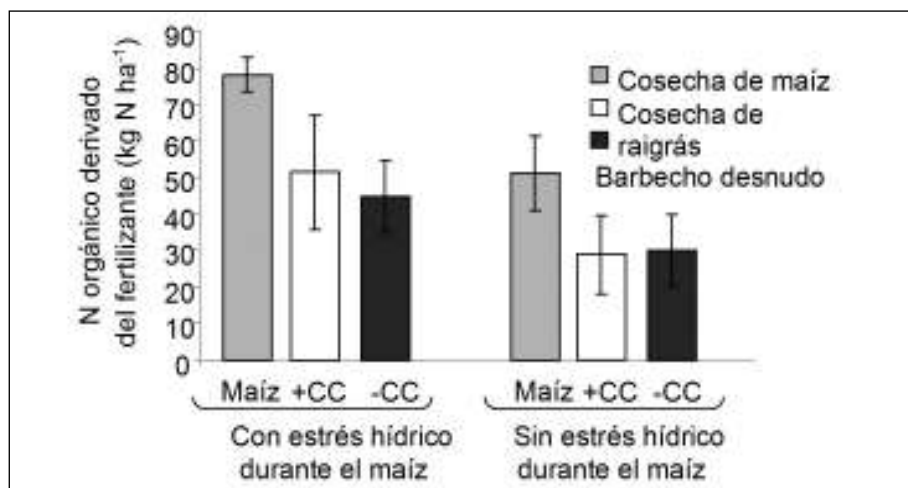


Figura 2: Nitrógeno orgánico derivado del fertilizante a cosecha del maíz, del raigrás y luego del barbecho desnudo. Líneas: error estándar.

fertilizante aplicado por parte del maíz, fue menor ante la presencia del estrés hídrico (24 vs. 46%). Estos datos están en consonancia con los encontrados por Rimski-Korsakov et al., (2009) ya que, ante la misma dosis de fertilización en floración, el maíz recuperó el 19 y 40% del fertilizante, con y sin estrés hídrico, respectivamente.

La menor acumulación de N en las plantas estresadas hídricamente originó una mayor cantidad de N derivado del fertilizante en el suelo, el cual quedó en la forma de nitratos residuales o fue inmovilizado por la biota del mismo y se acumuló en la fracción orgánica. En el tratamiento sin estrés hídrico la planta fue el principal destino del fertilizante, siendo la fracción orgánica del suelo el segundo destino en orden de importancia (46% y 37%, respectivamente). Con plantas sometidas a estrés hídrico, la situación fue la inversa, la fracción orgánica del suelo fue el principal destino del fertilizante (56%), seguido por la planta (24%). Los valores de N derivado del fertilizante retenidos en la fracción orgánica del suelo son algo mayores a los indicados por Portela et al. (2006) quienes detectaron, a cosecha de un maíz desarrollado sin condiciones limitantes, entre un 15 y un 29% del N aplicado por fertilización en el componente orgánico. Del total de N aplicado por fertilización, se detectó el 8,3 y 3,4% como nitratos residuales, para el tratamiento con estrés y sin estrés hídrico, respectivamente.

La producción de biomasa del raigrás no fue afectada por el nivel de humedad recibido por el maíz. Los valores de producción de biomasa fueron similares a los encontrados por De Battista y Arias, (2009) en un Argiudol Vértico de la provincia de Entre Ríos. Otros autores encontraron una

menor producción de biomasa aérea de raigrás (Fernández et al., 2005), posiblemente porque dichos autores trabajaron en un sitio de menor productividad que la del presente experimento.

La concentración y acumulación total de N en la biomasa aérea de raigrás no fueron afectadas significativamente por los niveles hídricos a que fuera sometido el maíz. Tampoco se observaron diferencias significativas en el N acumulado por el raigrás derivado del suelo, ni en el derivado del fertilizante. En promedio, la biomasa aérea del raigrás acumuló 90 kg N ha⁻¹, siendo 4 kg N ha⁻¹ los provenientes del fertilizante aplicado al maíz. Los valores de acumulación de N total por el raigrás, en consonancia con la mayor productividad registrada, son superiores a los encontrados por Fernández et al., (2005).

El nivel de N orgánico total y el N derivado del fertilizante en la fracción orgánica del suelo, en los primeros 30 cm del suelo, no fueron afectados por los tratamientos analizados. Las diferencias significativas encontradas en el N orgánico derivado del fertilizante a cosecha del maíz, originadas por el estrés hídrico, no se registran al momento de la cosecha del raigrás. La cantidad de N proveniente del fertilizante inmovilizado en la fracción orgánica se redujo en ambos tratamientos, con respecto a lo encontrado a cosecha del maíz. A partir de los contenidos del fertilizante en la fracción orgánica a cosecha de los dos cultivos realizados (maíz y raigrás) se estimó la mineralización aparente de dicha fracción. Durante el ciclo del raigrás se mineralizó en promedio el 47% del N proveniente del fertilizante encontrado a cosecha del maíz en forma orgánica. Este valor es un orden de magnitud superior a la

mineralización encontrada para la fracción orgánica total en la región pampeana (Álvarez y Steinbach, 2006). Posiblemente esto se deba a que el fertilizante aplicado al maíz quedó retenido en las fracciones más lábiles de la materia orgánica, siendo, por lo tanto, más susceptibles a mineralizarse a una tasa alta (Álvarez y Álvarez, 2000). Por lo tanto, la retención del N aplicado por fertilización en esta fracción, podría atenuar la lixiviación sólo en un corto plazo. Las altas tasas de mineralización encontradas muestran que este nitrógeno se liberaría rápidamente, dejándolo susceptible a lixiviar.

El contenido de nitratos solo mostró diferencias entre tratamientos en los primeros 30 cm del perfil, siendo mayor en las parcelas en donde el maíz había sido estresado hídricamente, no estando afectado por la presencia o no del CC. El suelo cubierto con el CC presentó semejante concentración de nitratos que el suelo desnudo. Estos resultados no coinciden con los encontrados en otros trabajos, inclusive desarrollados en nuestro país. Por ejemplo, Quiroga et al., (1999) determinaron entre 70 y 83% menos nitratos después de un verdeo de invierno (que se asemeja a un CC) en relación con el suelo descubierto, a la siembra de girasol, cuyo antecesor fue maíz. Por su parte, Álvarez y Scianca, (2006), encontraron valores de 55,1 y 13,9 kg N-NO₃ ha⁻¹ en el suelo a la siembra de soja, con el suelo descubierto o con raigrás, como CC, respectivamente. La principal diferencia con el presente experimento es que en los trabajos mencionados no se registraron precipitaciones importantes previas al muestreo de suelo. Como se aprecia en la Figura 1, el mes previo a la finalización del presente experimento existieron precipitaciones muy abundantes (277 mm en el mes) y, además, con altas intensidades: 90 mm en un día. Estas precipitaciones pueden haber desplazado los nitratos residuales hacia capas del suelo más profundas, principalmente en el tratamiento sin cobertura, lixivándolos. Willumsen y Thorup-Kristensen, (2001), analizando el comportamiento de un CC a lo largo de dos años, con precipitaciones contrastantes, encontraron resultados que coinciden con los encontrados en el presente experimento y los provenientes de Quiroga et al., (1999) y Álvarez y Scianca, (2006): luego de un período húmedo. Willumsen y Thorup-Kristensen, (2001) no registraron diferen-

cias en el contenido de nitratos residuales entre parcelas con CC o suelo desnudo, atribuyéndolo a las pérdidas de los nitratos por la lixiviación en el suelo sin cobertura. Por otro lado, luego de un año seco, observaron pocos nitratos perdidos por lixiviación durante el invierno y mayores niveles de nitratos en el tratamiento sin CC. De esta forma el CC cumplió con su objetivo, actuando como una trampa eficiente para evitar que los nitratos residuales se pierdan.

La suma de la fracción retenida en planta más los nitratos remanentes en suelo en nuestro caso, muestra que en el tratamiento con CC se acumuló significativamente ($p < 0,001$) más N que si el suelo quedaba descubierto durante el barbecho (130 vs. 51 kg N ha⁻¹). El N derivado del fertilizante en estas fracciones (nitratos residuales + planta) fue significativamente mayor cuando hubo CC ($p = 0,03$). Resultados similares fueron encontrados por Scianca et al., (2009) utilizando centeno como CC. Cabe considerar que cuando se incluye el N presente en la fracción orgánica del suelo, no se encontraron diferencias significativas en el N retenido en el sistema suelo-planta entre los niveles agua, impuestos al maíz, y raigrás. Esto posiblemente se deba a la magnitud del componente orgánico, que diluye los otros destinos. Por lo tanto, el panorama sería más complejo que lo previsto en función de los resultados de la literatura y lo previsto cuando se formuló el presente trabajo: la acumulación de N en el raigrás contribuye a reducir el riesgo de lixiviación del exceso de nitratos luego de una situación de estrés hídrico en el maíz antecesor, pero el N del fertilizante acumulado en la fracción orgánica del suelo se mineraliza a una tasa muy alta, con lo que su aporte a la retención de N puede ser de muy corto plazo.

En definitiva, el N que es retenido en la materia orgánica al finalizar el cultivo, o el que es retenido por la biomasa de un CC son formas de inmovilizar nitratos, evitando su lixiviación. Sin embargo, lo anterior es un efecto de corto plazo: rápidamente el N retenido se mineraliza y así puede, de todos modos, perderse por lixiviación. Esto ocurre si no existe una sincronización entre la liberación del N mineralizado y la absorción del mismo por vegetación (pudiendo ser cultivos, de interés económico o de cobertura, o malezas), además de existir precipitaciones que facilitan su desplazamiento. Estos resultados alertan acerca de las

limitaciones que posee esta tecnología de manejo del N del suelo y el riesgo de aplicar ideas generales a situaciones específicas.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez R y CR Álvarez. 2000. Soil Organic Matter Pools and Their Associations with Carbon Mineralization Kinetics. *Soil Science Society of America Journal* 64: 184-189.
- Álvarez C y C Scianca. 2006. Cultivos de cobertura en Molisoles de la región pampeana. Aporte de carbono e influencia sobre propiedades edáficas. *Jornada Profesional Agrícola* 2006.
- Álvarez R y HS Steinbach. 2006. Liberación de nitrógeno de residuos y mineralización de nitrógeno del humos. En: *Materia Orgánica. Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*, Editorial Facultad de Agronomía. 123.136.
- Andriulo A, C Ferreira, C Sasal, MLR de Galetto, F Abrego, M Bueno, F Rimatori MA de la Cruz, MDV Venancio y R Giacosa. 2000. Nitratos en el agua subterránea del Partido de Pergamino. Efecto a largo plazo de la agricultura continua y a corto plazo de la producción intensiva de granos. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata. Abril del 2000. Actas en CD.
- Berntsen J, JE Olesen, BM Petersen y EM Hansen. 2006. Long-term fate of nitrogen uptake in catch crops. *Europ. J. Agronomy* 25: 383-390
- Bremner JM y CS Mulvaney. 1982. Nitrogen-Total. En: Page AL (Ed.) *Methods of Soil Analysis. Part 2. Wisconsin. USA.* pp: 595-622.
- Clark A. 2007. Managing cover crops profitably, *Handbook Series Book 9* (3rd ed.), Sustainable Agriculture Network, Beltsville, MD. 246 p.
- Costa JL, H Massone, D Martínez, EE Suero, CM Vidal y F Bedmar. 2002. Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. *Agric. Water Manag.* 57: 33-47.
- De Battista JJ y N Arias. 2009. Cultivos de cobertura: Efecto de la duración del barbecho sobre el aporte de rastrojo y rendimiento de soja. *Boletín técnico. EEA Concepción del Uruguay. Serie producción vegetal. N°50:* 81-85.
- Fernández R, D Funaro y A Quiroga. 2005. Influencia de cultivos de cobertura en el aporte de residuos, balance de agua y contenido de nitratos. *Boletín de divulgación técnica N° 87.* Aspectos del manejo de los suelos en sistemas mixtos de las regiones semiárida y subhúmeda Pampeana.
- Fiedler R y G Prokch. 1985. The determination of ^{15}N by emission and mass spectrometry in biological analysis: A review. *Anal. Chim. Acta* 78: 1-62.
- Hansen EM, K Kristensen y J Djurhuus. 2000. Yield Parameters as Affected by Introduction or Discontinuation of Catch Crop Use. *Agron. J.* 92:909-914
- Hooker KV, CE Coxon, R Hackett, LE Kirwan, E O'Keeff y KG Richards. 2008. Evaluation of Cover Crop and Reduced Cultivation for Reducing Nitrate Leaching in Ireland. *Journal of Environmental Quality* 37: 138-145.
- Macdonald AJ, PR Poulton, MT Howe, KWT Goulding y DS Powlson. 2005. The use of cover crops in cereal-based cropping systems to control nitrate leaching in SE England. *Plant and Soil* 273: 355-373
- Penman HL. 1948. Natural evaporation from open water, bare soil, and grass. *Proc. Roy. Soc. London A* 193:120-146.
- Portela SI, AE Andriulo, MC Sasal, B Mary y EG Jobbágy. 2006. Fertilizer vs. organic matter contributions to nitrogen leaching in cropping systems of the Pampas: ^{15}N application in field lysimeters. *Plant Soil* 289, 265-277.
- Quiroga A, O Ormeño, A Bono, N Rodríguez, J Montoya y F Babinec. 1999. Aspectos del manejo de suelo y productividad del girasol en la región semiárida pampeana. *Bol. Tec. N° 63 EEA Anguil.*
- Rimski-Korsakov H, G Rubio y RS Lavado. 2004. Potential nitrate losses under different agricultural practices in the Pampas Region, Argentina. *Agric. Water Manag.* 65: 83-94.
- Rimski-Korsakov H, G Rubio y RS Lavado. 2009. Effect of Water Stress in Maize Crop Production and Nitrogen Fertilizer Fate. *Journal of Plant Nutrition* 32: 565-578,
- Ritchie SW y JJ Hanway. 1982. How a corn plant develops. Iowa State University of Science and Technology. Cooperative Extension Service Ames Iowa. Sp report N° 48.
- Ritter WF, RW Scarborough y AEM Chirnside. 1998. Winter cover crops as a best management practice for reducing nitrogen leaching. *Journal of Contaminant Hydrology* 34: 1-15.
- Scianca C, M Barraco y C Álvarez. 2009. Estrategia de manejo de centeno utilizado como cultivo de cobertura en un argiudol típico del Noroeste bonaerense. *EEA INTA General Villagas. Memoria Técnica 2008-2009:* 25-29.
- Sparks DL, AL Page, PA Helmke, RA Loeppert, PN Soltanpour, MA Tabatabai, CT Johnston y ME Sumner (Eds). 1996. *Methods of soil analysis, Part 3, Chemical Methods.* 3rd edn, ASA Madison Wisconsin.
- Thorup-Kristensen K, J Magid y LS Jensen. 2003. Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Advances in Agronomy* 79: 227-302.
- Videla C. 2007. Utilización de ^{15}N en estudios de flujos brutos de nitrógeno en el suelo. En: *Isótopos estables en agroecosistemas.* Lazzari, MA y C Videla (Eds). pp: 33-40.
- Willumsen J y K Thorup-Kristensen. 2001. Effects of green manure crops on soil mineral nitrogen available for organic production of onion and white cabbage in two contrasting years. *Biological Agriculture and Horticulture* 18: 365-384.