

¿CAMBIAN LOS FLUJOS DE NITRÓGENO EN MAÍZ FERTILIZADO SEGUIDO POR UN CULTIVO DE COBERTURA ANTE DIFERENTES CONDICIONES HÍDRICAS?

Helena Rimski-Korsakov^{1*} y Raúl S. Lavado^{1,2**}

¹ Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Buenos Aires, Argentina

* E-mail: rimski@agro.uba.ar

² INBA, Instituto de Investigación en Biociencias Agrícolas y Ambientales (CONICET-UBA), Buenos Aires, Argentina

** E-mail: lavado@agro.uba.ar

Recibido: 16/04/2021
Aceptado: 06/07/2021

RESUMEN

El balance de nitrógeno (N) en los agroecosistemas incluye diferentes entradas y salidas, entre ellas la aplicación de fertilizantes. El N incorporado por los fertilizantes posee varios destinos, y la absorción no siempre es el más importante, dependiendo del cultivo y las condiciones ambientales. En este trabajo se cuantificaron los flujos de N en cultivos de maíz (*Zea mays* L.) fertilizados y seguidos por un cultivo de cobertura (CC). Se utilizó información propia de un experimento realizado en el Campo Experimental de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires (Argentina), sumado a información recopilada principalmente de otros experimentos locales, cuyas técnicas analíticas utilizadas fueron descritas en diversas publicaciones. El maíz no sometido a sequía es el principal destino del N del fertilizante, pero bajo situaciones de estrés hídrico, el principal destino del N es la materia orgánica del suelo. El período invernal entre dos cultivos de verano es el momento crítico para las pérdidas de N por lixiviación. Esto se potencia cuando el suelo queda sin cobertura vegetal viva, ya que el cultivo de cobertura es eficiente para disminuir la salida de nitratos. El N lixiviado proviene principalmente de la materia orgánica del suelo, siendo pequeñas las pérdidas desde el fertilizante. El cultivo de cobertura reduce las pérdidas por lixiviación y deja más N disponible para un cultivo posterior, aunque la residualidad del N es de corto plazo.

Palabras clave: balance de nitrógeno, fertilización, sequía, nitratos, cobertura vegetal.

DO NITROGEN FLUXES CHANGE IN FERTILIZED CORN FOLLOWED BY A COVER CROP UNDER DIFFERENT WATER CONDITIONS?

SUMMARY

In agroecosystems, the nitrogen (N) balance includes various inputs and outputs, among them the application of fertilizers. The N incorporated by fertilizers has several destinations, and uptake is not always the most important, depending on the crop and environmental conditions. In this work, N fluxes were quantified in fertilized maize (*Zea mays* L.) crops, followed by a cover crop (CC). We used own information from a Field experiment carried out in Experimental field of the School of Agronomy, University of Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina, as well as information gathered from other experiments, mainly local ones, whose analytical techniques used were described in several publications. Maize plants under no water-stressed conditions are the main destination of N, but soil organic matter is the main destination for water-stressed maize crops. The winter period between two summer crops is the critical time for N losses because of leaching. This is enhanced when the soil is left without a living plant cover, since the cover crop is efficient in reducing nitrate losses. The N lost by leaching mainly comes from the soil organic matter, with little losses derived from N fertilizer. Cover crop reduces leaching losses and leaves more N available for later cultivation, although the residuality of N is short-term.

Key words: nitrogen balance, fertilization, drought, nitrates, plant cover.

INTRODUCCIÓN

El nitrógeno (N) es el nutriente esencial normalmente más requerido por los cultivos, sólo superado en algunos casos excepcionales por el potasio (Hawkesford *et al.*, 2011). También, en la mayor parte de los sistemas productivos del mundo, es el segundo factor limitante para el crecimiento de los cultivos, después del agua (Álvarez y Grigera, 2005; Magrin *et al.*, 2005; Otegui *et al.*, 1995). Por estas razones, la aplicación de este nutriente vía fertilización es una práctica habitual.

La fertilización y la fijación biológica de N constituyen las principales entradas del balance de N en los agroecosistemas. En los cultivos de Fabáceas se registra una importante fijación simbiótica de N, que no ocurre en los cultivos de Poáceas, Crucíferas, Compuestas y de otras familias. Otras formas de fijación biológica suelen ser extremadamente reducidas (Boring *et al.*, 1988). Las salidas más importantes del balance son la extracción de N por los cultivos, la volatilización del amoníaco, la lixiviación de los nitratos y la desnitrificación desde compuestos nitrogenados (Cameron *et al.*, 2013). Algunos flujos de N como el aporte pluvial (amonio, nitrato y óxidos de N), las pérdidas por escurrimiento, entre otros, no se suelen cuantificar (Muchovei y Rechigl, 1995; Carnelos *et al.*, 2014). El aporte pluvial de N es muy variable, en un rango normal que oscila entre 5 y 15 kg N ha⁻¹, y si bien es una fuente significativa de N en el largo plazo en los ecosistemas, no es importante en el balance nitrogenado de agroecosistemas (Álvarez y Steinbach, 2012). Las pérdidas de N por escurrimiento dependen de la capacidad de drenaje y la pendiente, siendo escasas en suelos bien drenados y con poca pendiente (Álvarez y Steinbach, 2012).

El N incorporado por los fertilizantes posee varios destinos, entre los cuales la absorción por el cultivo no siempre es cuantitativamente el más importante. Macdonald *et al.* (1997) encontraron que la recuperación del fertilizante por los cultivos fluctuaba entre el 26 y 60%, de acuerdo con sus características y las condiciones ambientales. En el cultivo de maíz, en la Pampa Ondulada, Rimski-Korsakov *et al.* (2012) reportaron una recuperación entre el 48 y 60% del fertilizante aplicado, dependiendo de la dosis utilizada. Cuando el cultivo sufre algún tipo de estrés (*e.g.* condiciones climáticas desfavorables o problemas sanitarios) y no puede alcanzar su potencial productivo, el porcentaje de N recuperado es bajo (Macdonald *et al.*, 1997; Rimski-Korsakov *et al.*, 2009). El N aplicado que no es absorbido por el cultivo puede pasar a formar parte de las

fracciones orgánica e inorgánica del suelo, ser inmovilizado (principalmente por la microflora edáfica) o perderse del sistema suelo-planta por lixiviación, volatilización, desnitrificación o escurrimiento superficial (Webb *et al.*, 2000; Rimski-Korsakov *et al.*, 2012). Otro destino importante para el N del fertilizante aplicado lo constituye la materia orgánica del suelo, ya que la biomasa microbiana es capaz de generar una rápida inmovilización del N del fertilizante en sus fracciones más lábiles (Jaeger *et al.*, 1999; Rimski-Korsakov *et al.*, 2012). La proporción del N aplicado encontrado en el componente orgánico del suelo se encuentra en el orden del 8 al 21% (Portela *et al.*, 2006; Rimski-Korsakov *et al.*, 2012).

El N aplicado mediante fertilizantes también puede permanecer en el suelo en forma soluble, aunque debido a que los cultivos son grandes demandantes de nitrato, luego de la cosecha su concentración en el suelo generalmente es baja (Pasley *et al.*, 2020). Sin embargo, las concentraciones de nitrato pueden resultar elevadas cuando las dosis de fertilizantes son excesivas o cuando el cultivo fertilizado no alcanza el rendimiento previsto, por ejemplo, ante algún tipo de estrés (Cameron *et al.*, 2013). Posteriormente, este nitrato puede sufrir pérdidas por lixiviación, con la potencial consecuencia negativa de la contaminación de los acuíferos subterráneos. Estos fenómenos han sido objeto de modelización, incluso en nuestro país (*e.g.* Lavado *et al.*, 2010), que ha llegado en los últimos tiempos a niveles de precisión muy elevados (Delgado *et al.*, 2019). Sin embargo, en los sistemas cultivados, el nitrato en los acuíferos también puede originarse en la mineralización de la materia orgánica edáfica y otras fuentes (Addiscott, 1996; Andriulo *et al.*, 2002). El amonio es la otra forma de N inorgánico soluble en el suelo, aunque su concentración es bastante estable en el tiempo, por lo que no se lo considera un destino importante del fertilizante (Portela *et al.*, 2006).

Otro destino alternativo del N del fertilizante es la emisión de amoníaco (NH₃) a la atmósfera por volatilización desde el suelo. En maíz fertilizado con urea en la Región Pampeana, se cuantificaron pérdidas por volatilización del orden del 3 al 30% del N aplicado (Palma *et al.*, 1998; Urricarriet *et al.*, 2000; Sainz Rozas *et al.*, 2004; Salvaggiotti, 2005; Álvarez *et al.*, 2007). La otra pérdida gaseosa de N es la desnitrificación, que consiste en la reducción de nitrato y nitrito a compuestos gaseosos como óxidos de N (N₂O, NO) y N elemental (N₂). Esta pérdida se encuentra relacionada con situaciones de anaerobiosis o microaerofilia (Brock y Madigan,

1993). En pastizales de la Región Pampeana se determinó que la emisión de base de óxidos de N representa entre el 21 y 32% de las emisiones totales determinadas bajo diferentes cultivos (Della Chiesa *et al.*, 2019). El rango de pérdidas oscila entre el 2 y 12% del N incorporado como fertilizante, dependiendo del cultivo, tipo de labranza, dosis y momento de fertilización (Goulding *et al.*, 1993; Liang y MacKenzie, 1997; Picone *et al.*, 1997; Picone y Videla, 1998; Picone *et al.*, 2014). Sainz Rozas *et al.* (2001) encontraron en el sudeste bonaerense, que cuando la fertilización en maíz se realiza en estadio fenológico V₆ según la escala de Ritchie y Hanway (1982), las pérdidas alcanzan valores de entre 1 y 0,4%. En cambio, para fertilizaciones realizadas a la siembra, estos valores ascendieron de 2,6 a 5,5%. En la Pampa Ondulada se cuantificaron pérdidas por desnitrificación del orden del 0,58% del N aplicado (Palma *et al.*, 1997).

Otros aspectos influyen marcadamente la magnitud de las pérdidas por volatilización. La ubicación del fertilizante, por ejemplo, afecta significativamente la magnitud de estas pérdidas (Rychel *et al.*, 2020). También se determinó que las pérdidas de los óxidos de N desde suelos cultivados tienen lugar en diferentes momentos del ciclo agrícola (Della Chiesa *et al.*, 2019). Recientemente se encontró que la aplicación de N siguiendo tasas económicamente óptimas se vincula positivamente con las pérdidas del nutriente, siendo afectadas por la fuente y ubicación de N aplicado (Nasielski *et al.*, 2020). Por otro lado, en el proceso de fijación simbiótica del N atmosférico hay pequeñas pérdidas de óxidos de N, que asumen importancia planetaria por la gran superficie ocupada por las Fabáceas, tales como soja, alfalfa, tréboles, legumbres, etc.

Las salidas de N a partir de los distintos estamentos de los cultivos extensivos están muy relacionadas con las prácticas de manejo. En el caso del maíz se pueden destacar su posición en la secuencia de cultivos y su contribución en la cobertura del suelo luego de la cosecha. Esto último se destaca si el suelo permanece descubierto o cubierto y en este caso si la biomasa está viva o muerta, siendo relevante en este punto si se intervienen o no las malezas y si su tratamiento es mecánico o químico. Relacionado con lo anterior importa el uso del suelo hasta la implantación del cultivo siguiente (Cameron *et al.*, 2013). Un eventual uso económico es la siembra de verdes durante este período, es decir entre la cosecha del maíz y su cultivo siguiente. Otra alternativa es la implantación de cultivos sin interés

económico directo, como los distintos abonos verdes o los cultivos de cobertura (CC).

Los CC son utilizados como herramienta para controlar procesos de erosión (Alberts y Neibling, 1994) e incrementar el contenido de materia orgánica de los suelos (Rimski-Korsakov *et al.*, 2015). Adicionalmente, pueden contribuir a mejorar las propiedades físicas de los suelos (Saluzzio y Benintende, 2004) y reducir la población de malezas (Pérez y Scianca, 2008). Los CC son también utilizados en la disminución del riesgo de contaminación de acuíferos con nitratos provenientes de fertilizantes y la materia orgánica del suelo (Abdalla *et al.*, 2019). Este proceso tiene lugar en dos etapas: 1) la absorción de nitrato presente en el suelo por el CC y, 2) su posterior liberación durante el ciclo del siguiente cultivo. Los CC también reducen la lixiviación de nitrato por su alta tasa de transpiración (Meisinger y Delgado, 2002; Rimski-Korsakov *et al.*, 2015). La capacidad de los CC para reducir las pérdidas por lixiviación de nitrato en diferentes contextos ambientales, aun considerando distintas especies utilizadas para tal fin, originó un consenso favorable bastante generalizado hacia ellos. 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 nitrato por lixiviación (Berntsen *et al.*, 2006; Chahal *et al.*, 2021). Las especies más utilizadas como CC en zonas templadas pertenecen a las Poáceas y, en menor medida, a la de las Fabáceas. Entre las primeras se destaca el raigrás anual (*Lolium multiflorum* L.), que es utilizado como CC en barbechos invernales y se caracteriza por tener un rápido crecimiento, adaptándose bien a suelos con altos contenidos de arcillas y excesos de humedad. Se le atribuye la capacidad de incrementar el contenido de materia orgánica del suelo, mejorar la estructura edáfica, controlar la erosión y las malezas y presentar una buena aptitud para capturar los nitratos residuales (Clark, 2007).

El conocimiento de los flujos del N proveniente del fertilizante y del suelo permite desarrollar una visión global del comportamiento del N en los agroecosistemas en diferentes condiciones climáticas y de manejo y permite evaluar las magnitudes de las pérdidas del nutriente y los riesgos ambientales que se generan. En este sentido, la utilización de la técnica de los fertilizantes marcados isotópicamente (¹⁵N) permite calcular los destinos del N del fertilizante ya que el N es detectado mediante la aparición del isótopo en los compartimentos

estudiados (Stevens *et al.*, 2005; Rimski-Korsakov *et al.*, 2009; Rimski-Korsakov *et al.*, 2012). El objetivo de la presente revisión fue analizar los destinos del N proveniente del suelo y del fertilizante en componentes de maíz (tallo, granos y raíces) y del suelo (materia orgánica, nitrato residual y N lixiviado, volatilizado y desnitrificado), seguido por raigrás anual como CC, enfatizando en la capacidad de los cultivos de cobertura para reducir los niveles de nitrato susceptibles a lixiviarse.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las magnitudes y flujos de N se cuantificaron y estimaron a partir la información generada en un experimento con maíz fertilizado con N marcado isotópicamente y sometido a distinta disponibilidad hídrica seguido por raigrás anual (*Lolium multiflorum* L.) (Rimski-Korsakov *et al.*, 2016). Para los datos no evaluados en dicho experimento se utilizó información publicada. El experimento se llevó a cabo en el campo experimental de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires, sobre un Argiudol vértico. Se utilizó un diseño estadístico factorial (2x2) con bloques completamente aleatorizados y tres repeticiones. Los factores fueron: Fertilización Nitrogenada (0 y 140 kg N ha⁻¹) y Humedad (menor y mayor disponibilidad hídrica, 50 y 100% de la evapotranspiración potencial, respectivamente). Luego de la cosecha del maíz, se incluyó un tercer factor sobre los dos previamente impuestos al maíz, en parcelas divididas: con y sin cultivo de cobertura -CC- (Rimski-Korsakov *et al.*, 2016).

El maíz (*Zea mays* cv FAUBA 209) se sembró el 15 de noviembre del 2005, respetando un distanciamiento de 50 cm entre hileras y de 20 cm entre plantas, y se cosechó el 16 de mayo del 2006. La fertilización nitrogenada se realizó en el estado fenológico de V₆ con nitrato de amonio marcado con ¹⁵N. Para estimar los requerimientos hídricos del cultivo y estimar las diferentes disponibilidades hídricas, se calculó la evapotranspiración potencial por el método de Penman (1948). Los tratamientos recibieron el 50 ó 100% del agua calculada por este método (310 mm o 621 mm, respectivamente). En el período crítico para la determinación del rendimiento (e.g. 15 d antes y después de floración) no se aplicó riego a las parcelas del tratamiento de menor disponibilidad hídrica para asegurar un estrés hídrico. El CC invernal utilizado, raigrás anual, fue sembrado el 20 de mayo del 2006 al voleo, con una densidad de 30 kg de semilla ha⁻¹.

Se determinó la materia seca aérea del maíz a madurez

fisiológica (dividiéndola en granos y resto de biomasa aérea) y la biomasa del raigrás a floración (5 de noviembre de 2006). En los granos de maíz y las biomásas aéreas de maíz y raigrás se determinó N total por Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982) y la proporción de ¹⁵N/¹⁴N por espectrometría de emisión óptica (Fiedler y Proksch, 1985).

Se tomaron muestras de suelo a siembra y a cosecha del maíz, y a la cosecha del raigrás, de 0 cm a 150 cm de profundidad, en intervalos de 30 cm. En las muestras se cuantificó la concentración N-NO₃ por destilación (Sparks *et al.*, 1996) y el ¹⁵N-NO₃ (Fiedler y Proksch, 1985). En los primeros 30 cm se determinaron el contenido de N total por Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982) y el proveniente del fertilizante (¹⁵N), en dicha fracción (Fiedler y Proksch, 1985). Para realizar una estimación de la mineralización aparente del N orgánico proveniente del fertilizante (¹⁵N), se estableció la diferencia entre el contenido de ¹⁵N orgánico presente a cosecha del maíz y a cosecha del raigrás. Esta estimación se basa en la diferencia en el tamaño del componente ¹⁵N orgánico en dos momentos puntuales, sin tener en cuenta los posibles flujos de entrada y salida del mismo (Videla, 2007). Durante el desarrollo del cultivo de maíz se determinó la volatilización del amoníaco (Nommik, 1973).

Para completar el desarrollo cuantitativo de los flujos de N, se recurrió a información numérica brindada por investigaciones preferentemente llevadas a cabo en la Argentina, por similitud ambiental y tecnológica, o extraída de la bibliografía. Ellas fueron:

1. Mineralización del N orgánico del suelo desde el 15 de noviembre al 15 de mayo: 4,4% del N orgánico del suelo (N orgánico inicial= 0,155%) (Álvarez y Steinbach, 2012).
2. N en biomasa radical del maíz: 9,25% del N de la biomasa aérea total (valor medio de Uhart y Andrade, 1995; Sainz Rozas *et al.*, 2004; Rimski-Korsakov *et al.*, 2009; Rimski-Korsakov *et al.*, 2012).
3. Desnitrificación estimada ocurrida durante el ciclo del maíz: menos de 1 kg N ha⁻¹ en sistemas sin fertilizar y 1% del N aplicado en sistemas fertilizados (Palma *et al.*, 1997; Sainz Rozas *et al.*, 2001).
4. Lixiviación ocurrida durante el ciclo del maíz estimada como:

Ecuación 1

$$\text{N lixiviado} = \text{N disponible} - \text{N remanente} - \text{N granos} - \text{N volatilizado} - \text{N desnitrificado}$$

5. Mineralización del N orgánico del suelo del 15 de mayo al 5 de noviembre: 0,925% (Álvarez y Steinbach, 2012). El ¹⁵N mineralizado durante el barbecho se estimó realizando la diferencia entre el ¹⁵N orgánico a la finalización del ensayo y el presente a la cosecha del maíz.
 6. N descompuesto a partir de los residuos del maíz entre el 15 de mayo al 5 de noviembre: 85% del N presente en el rastrojo y raíces del maíz (Álvarez *et al.*, 2008).
 7. N en biomasa radical del raigrás: 30% del N de la biomasa aérea total (Jackson *et al.*, 1993; Kumar y Goh, 2002).
 8. Volatilización ocurrida durante el CC: 0,01 kg N-NH₃ por día ha⁻¹ (Fontanetto *et al.*, 2001).
 9. Desnitrificación ocurrida durante el CC: 2 kg N-N₂O ha⁻¹ (Picone y Videla, 1998).
 10. Lixiviación durante el CC o barbecho desnudo, estimada como:
- Ecuación 2
- $$N \text{ lixiviado} = N \text{ disponible} - N \text{ remanente} - N \text{ volatilizado} - N \text{ desnitrificado}$$
11. N descompuesto a partir de los residuos del raigrás anual durante el ciclo de un cultivo posterior: 50% del N en raíces y biomasa aérea (Álvarez *et al.*, 2007).

Nota: la enumeración utilizada para cada uno de los procesos mencionados se corresponde con la utilizada en las Figuras 1 a 4 para mostrar el origen de las respectivas

estimaciones. Por otro lado, cabe aclarar que en el presente trabajo no se consideró la participación de la fijación simbiótica de N u otras formas de fijación biológica. Tampoco se consideraron las pérdidas de N por escurrimiento.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Este trabajo muestra los diferentes componentes y flujos del N provenientes del fertilizante y del suelo: los flujos de N en maíz no fertilizado y con alta disponibilidad hídrica durante su ciclo (Figura 1), los flujos de N en maíz no fertilizado y con baja disponibilidad hídrica durante su ciclo (Figura 2), los flujos de N en maíz fertilizado y con alta disponibilidad hídrica durante su ciclo (Figura 3), y los flujos de N en maíz fertilizado y con baja disponibilidad hídrica durante su ciclo (Figura 4). En todos los casos se muestran los flujos de N en el CC o el barbecho desnudo y N "disponible" para cultivo siguiente. Debido a la dificultad para establecer diferencias en algunos componentes de estos flujos, el término "disponibilidad" en este análisis engloba al N realmente disponible para el cultivo (*e.g.* nitratos) y N de formas potencialmente disponibles (*e.g.* N en residuos vegetales).

Flujos de nitrógeno durante el ciclo del maíz

El análisis comienza con la estimación de la disponibilidad de N para el ciclo del maíz desde la siembra hasta la cosecha. Cuando el maíz no recibió fertilizante, la disponibilidad estimada fue de 292 kg N ha⁻¹ (Figuras 1 y 2), y cuando el maíz fue fertilizado, la disponibilidad ascendió a 432 kg de N ha⁻¹ (Figuras 3 y 4). Hay que tener en cuenta que, al considerar el ciclo completo del

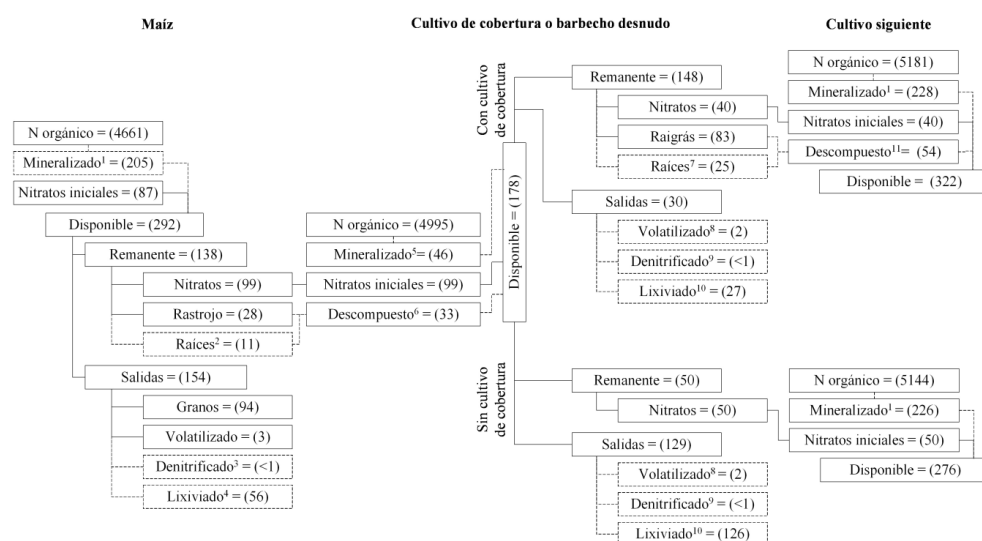


Figura 1. Flujos de N en maíz no fertilizado y con alta disponibilidad hídrica durante su ciclo (aporte de agua, 100% de la evapotranspiración). Se incluyen los flujos de N en el cultivo de cobertura, CC, o el barbecho desnudo y el N remanente para cultivo siguiente. Entre paréntesis: valores de N proveniente del suelo expresados en kg N ha⁻¹. Líneas punteadas: valores estimados según el número de referencia descrito en Materiales y Métodos, expresados en kg N ha⁻¹. Por razones de espacio el término "N disponible" incluye en muchos casos "N potencialmente disponible".

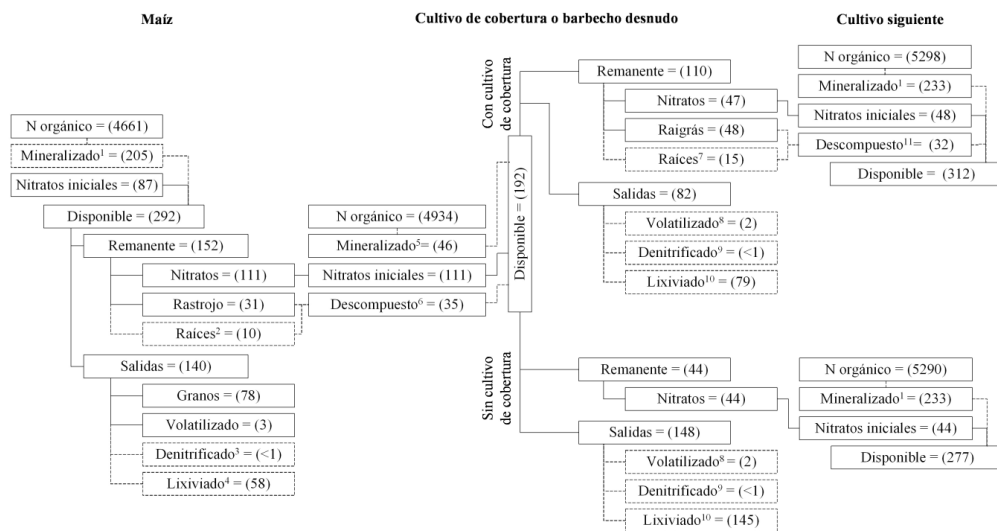


Figura 2. Flujos de N en maíz no fertilizado y con baja disponibilidad hídrica durante su ciclo (aporte de agua, 50% de la evapotranspiración). Se incluyen los flujos de N en el cultivo de cobertura, CC, o el barbecho desnudo y el N remanente para cultivo siguiente. Entre paréntesis: valores de N proveniente del suelo expresados en kg N ha⁻¹. Líneas punteadas: valores estimados según el número de referencia descrito en Materiales y Métodos, expresados en kg N ha⁻¹. Por razones de espacio el término “N disponible” incluye en muchos casos “N potencialmente disponible”.

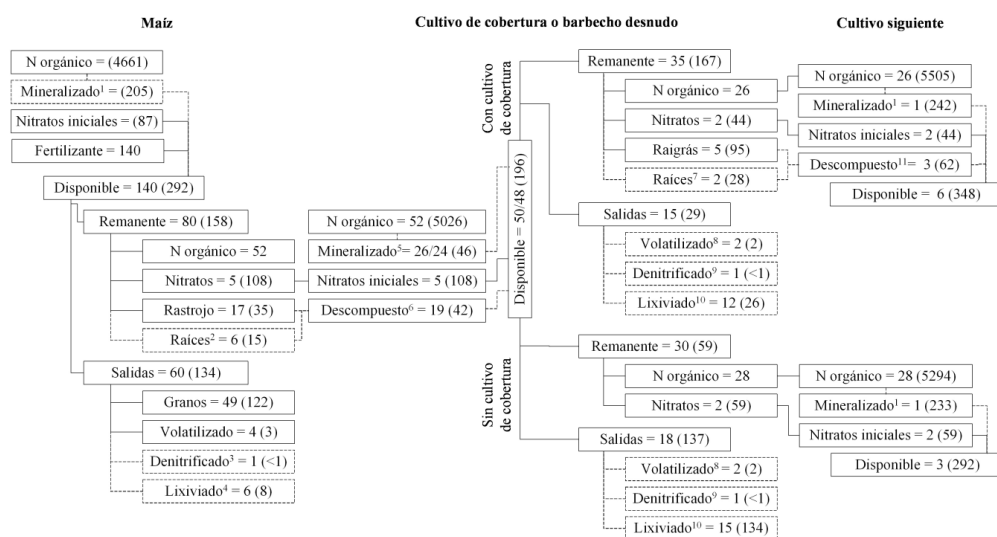


Figura 3. Flujos de N en maíz fertilizado (140 kg N ha⁻¹) y con alta disponibilidad hídrica durante su ciclo (aporte de agua, 100% de la evapotranspiración). Se incluyen los flujos de N en el cultivo de cobertura, CC, o el barbecho desnudo y el N remanente para cultivo siguiente. Entre paréntesis: valores de N proveniente del suelo expresados en kg N ha⁻¹. Líneas punteadas: valores estimados según el número de referencia descrito en Materiales y Métodos, expresados en kg N ha⁻¹. Por razones de espacio el término “N disponible” incluye en muchos casos “N potencialmente disponible”. ¹⁵N orgánico mineralizado y disponible en la etapa del CC: primer valor corresponde al tratamiento con raigrás anual y el segundo, al de barbecho desnudo.

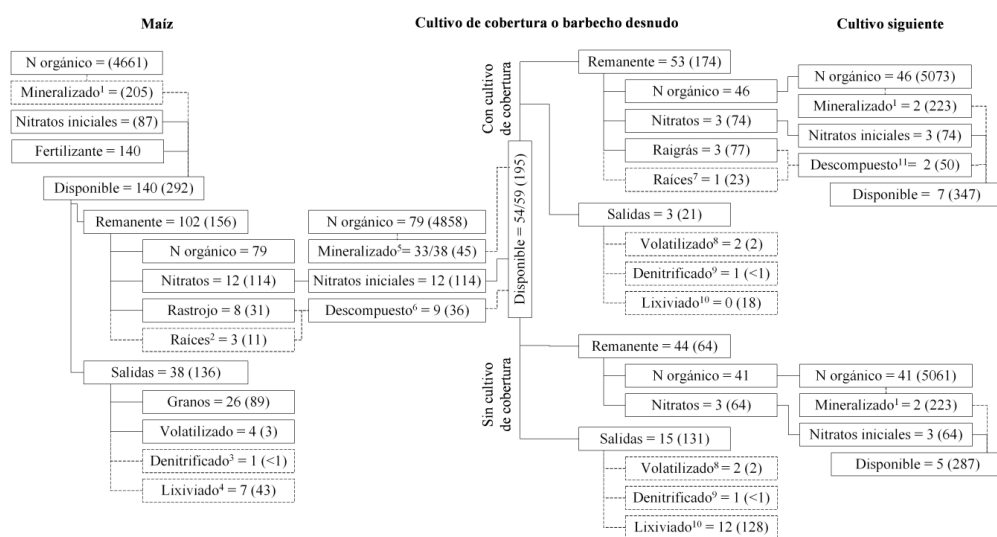


Figura 4. Flujos de N en maíz fertilizado (140 kg N ha⁻¹) y con baja disponibilidad hídrica durante su ciclo (aporte de agua, 50% de la evapotranspiración). Se incluyen los flujos de N en el cultivo de cobertura, CC, o el barbecho desnudo y el N remanente para cultivo siguiente. Entre paréntesis: valores de N proveniente del suelo expresados en kg N ha⁻¹. Líneas punteadas: valores estimados según el número de referencia descrito en Materiales y Métodos, expresados en kg N ha⁻¹. Por razones de espacio el término “N disponible” incluye en muchos casos “N potencialmente disponible”. ¹⁵N orgánico mineralizado y disponible en la etapa del CC: primer valor corresponde al tratamiento con raigrás anual y el segundo, al de barbecho desnudo.

cultivo, parte del N mineralizado con posterioridad al período de activa absorción radical, no fue aprovechado por el cultivo y, por tanto, no estuvo totalmente disponible para éste. Las figuras también presentan los valores del N remanente en el sistema en forma de N de los rastrojos, materia orgánica y nitratos (0-150 cm), así como las salidas estimadas de N del sistema por exportación en granos, volatilización, desnitrificación y lixiviación.

La biomasa aérea total producida por el maíz se incrementó por efecto de la fertilización nitrogenada y la mayor disponibilidad hídrica, presentando valores mínimos en el tratamiento no fertilizado y con menor disponibilidad de agua (14 t MS ha⁻¹) y máximos cuando recibió fertilización nitrogenada y mayor disponibilidad hídrica (24 t MS ha⁻¹). Esta interacción coincide con Pandey *et al.* (2000), quienes encontraron que la respuesta a la fertilización en la biomasa aérea se relacionaba positivamente con el nivel hídrico, siendo nula frente a estreses hídricos severos. La disponibilidad hídrica es importante para en la producción de biomasa y el rendimiento del cultivo de maíz (Otegui *et al.*, 1995). La acumulación de N en el rastrojo de maíz fue mayor con la fertilización independientemente de la disponibilidad hídrica (29,5 y 45,5 kg N ha⁻¹ promedio en parcelas no fertilizadas y fertilizadas, respectivamente) (Figuras 1, 2, 3 y 4). En cambio, el rendimiento en granos del maíz se incrementó por la fertilización nitrogenada y por el mayor nivel de humedad, pero en forma independiente: los rendimientos fueron en promedio de 8 y 11 t MS granos ha⁻¹, para las situaciones de menor y mayor disponibilidad hídrica y de 7 y 11 t MS granos ha⁻¹ para las situaciones no fertilizadas y fertilizadas, respectivamente.

La acumulación de N en los granos siguió el mismo comportamiento que el rendimiento. El N derivado del fertilizante acumulado en los granos, fue significativamente mayor en el tratamiento de mayor disponibilidad hídrica y fertilización (Figuras 3 y 4). El origen del N acumulado en la biomasa aérea total a madurez fisiológica (suelo o fertilizante) dependió del nivel de humedad: el N del fertilizante recuperado por la planta fue significativamente mayor en el tratamiento con mayor disponibilidad hídrica (46% vs. 24% del N aplicado por fertilización). Las plantas de maíz fueron el principal destino del fertilizante cuando no existió estrés hídrico y la fracción orgánica del suelo el segundo destino, en orden de importancia (47 y 37%, respectivamente). En el maíz con baja disponibilidad hídrica, la situación fue inversa, la fracción orgánica del suelo fue el principal

destino del fertilizante (56%), seguido por el cultivo (24%) (Rimski-Korsakov *et al.*, 2016).

El contenido de nitrato residual total en los primeros 150 cm del perfil, a cosecha del maíz, fue mayor cuando el cultivo fue fertilizado (Figuras 1, 2, 3 y 4). Este efecto fue independiente del factor agua. Se hallaron, en promedio, 119 y 105 kg N-NO₃ ha⁻¹, para las parcelas fertilizadas y no fertilizadas, respectivamente (Figuras 1, 2, 3 y 4). El N del fertilizante remanente como nitrato residual fue mayor en condición de estrés hídrico (8% vs. 3% del total agregado). Estos resultados pueden deberse a dos efectos sumados: por un lado, a un menor desplazamiento de nitrato en el perfil (Gheysari *et al.*, 2009) y, por otro lado, a una menor absorción por parte del cultivo.

Aunque el contenido de N orgánico total en los primeros 30 cm del perfil del suelo no difirió entre los niveles de los factores analizados, el N proveniente del fertilizante en la fracción orgánica del suelo fue mayor en el tratamiento con menor disponibilidad hídrica en relación con el tratamiento de mayor (79 y 52 kg N ha⁻¹, respectivamente) (Figuras 2 y 3). Esto representa el 56 y 37% del fertilizante aplicado, para los tratamientos con y sin estrés hídrico, respectivamente. La baja eficiencia de recuperación del fertilizante en las plantas sometidas a estrés hídrico permitió que una mayor cantidad de N proveniente del fertilizante fuera inmovilizada por la biota edáfica y se acumulara, principalmente, en la fracción orgánica. No obstante, los valores encontrados son algo mayores a los indicados por Reddy y Reddy (1993) y Portela *et al.* (2006) que detectaron entre un 10 y 30% del N aplicado por fertilización en el componente orgánico, a cosecha de un maíz desarrollado sin condiciones limitantes.

La volatilización de N acumulada durante el ciclo de maíz fue mayor cuando se aplicó fertilizante, sin existir diferencias entre los tratamientos con y sin estrés hídrico (Figuras 1, 2, 3 y 4). La volatilización en los tratamientos sin fertilizar representó la volatilización natural del suelo. En promedio estos tratamientos perdieron por volatilización 3,2 kg N-NH₃ ha⁻¹, mientras que los tratamientos fertilizados perdieron, en promedio, 7,1 kg N-NH₃ ha⁻¹. Este bajo nivel de pérdidas, en relación con otros trabajos realizados en la Región Pampeana (Palma *et al.*, 1998; Salvagiotti, 2005; Rimski-Korsakov *et al.*, 2012), puede atribuirse a la fuente de fertilizante utilizada (nitrato de amonio en este caso) y a que al momento de incorporar el fertilizante el suelo se encontraba húmedo (Zubillaga *et al.*, 2002).

Las pérdidas por lixiviación estimadas durante el ciclo del maíz fueron mínimas en el tratamiento fertilizado y sin restricciones hídricas (14 kg N ha^{-1} , de los cuales 6 kg provinieron del fertilizante) (Figura 3). Las restantes situaciones presentaron mayores niveles de lixiviación, variando entre 50 y 58 kg N ha^{-1} . La principal causa de la diferencia en las pérdidas de N por lixiviación estuvo dada por la absorción de N por el maíz. Las menores pérdidas por lixiviación, en el tratamiento fertilizado y sin estrés hídrico, coincidieron con las mayores absorciones por el maíz, que fueron entre 76 y 125 kg N ha^{-1} mayores que en el resto de los tratamientos. Cabe destacar que, en ambas situaciones fertilizadas, con y sin estrés hídrico, la lixiviación de N proveniente del fertilizante fue similar y de poca magnitud, 7 y $6 \text{ kg }^{15}\text{N ha}^{-1}$, respectivamente (Figuras 3 y 4). La baja magnitud de nitrato lixiviado, que fue aplicado específicamente con el fertilizante, muestra que la mayor parte del total de nitrato lixiviado puede provenir de la mineralización de la materia orgánica del suelo, de los rastrojos o de fertilizaciones anteriores (Portela *et al.*, 2006). Puede observarse que, a pesar del bajo ingreso de agua en los tratamientos con estrés hídrico, igualmente se estimaron pérdidas importantes por lixiviación (54 kg N-NO_3 , en promedio). Lo anterior pudo deberse a que el agua ingresada, si bien fue escasa, pudo haber sido suficiente para desplazar nitratos existentes en el perfil a través de las llamadas "áreas de flujo preferencial" (Oomen, 1995). La Ecuación 1 utilizada para estimar el N lixiviado durante el ciclo del maíz (ítem 4 en las Figuras 1-4) del balance de N, pudo sobreestimar dicho proceso especialmente en la situación de estrés hídrico (Aparicio *et al.*, 2015).

Flujos de nitrógeno durante el CC o el barbecho desnudo

En esta etapa de barbecho, se sumó la presencia o no de un CC. Para el período comprendido entre la cosecha del maíz y la finalización del CC, o el lapso equivalente en las parcelas con barbecho desnudo, se registró un mayor nivel de N disponible en las parcelas que habían tenido maíz fertilizado, lo cual se originó en el N proveniente del fertilizante (Figuras 3 y 4). Esta cantidad varió entre 50 y $60 \text{ kg }^{15}\text{N ha}^{-1}$ y generó una disponibilidad entre 244 a 254 kg N ha^{-1} . Los tratamientos no fertilizados en promedio mostraron una disponibilidad de N del orden de los 185 kg N ha^{-1} , aunque en el tratamiento sin estrés hídrico y sin fertilización fue levemente menor (Figura 1).

La producción de biomasa aérea del raigrás anual y la acumulación total de N en ella no fueron afectadas significativamente por la fertilización o los niveles hídricos a que fuera sometido el maíz previo. La biomasa fue de 4 t MS ha^{-1} en términos globales. En promedio, el raigrás acumuló en la biomasa aérea 78 kg N ha^{-1} , siendo el N proveniente del fertilizante aplicado al maíz del orden de los $4,2 \text{ kg N ha}^{-1}$ (Figuras 1, 2, 3 y 4). Los valores de N acumulado por el raigrás fueron superiores a los encontrados por Fernández *et al.* (2005), aunque en un sitio de menor productividad que el del presente experimento.

Si bien existió un efecto del CC sobre el contenido de nitrato presente al momento de su cosecha, éste fue bajo y sólo se detectaron menores niveles de nitrato total cuando el CC sucedió al maíz sin estrés hídrico. En otros trabajos desarrollados en nuestro país, el efecto de los CC fue más manifiesto (Quiroga *et al.*, 1999; Álvarez y Scianca, 2006), aunque esto puede atribuirse a grandes diferencias en las precipitaciones previas al muestreo de suelo con respecto al presente estudio. En este caso, en el mes previo a la finalización del 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 el nitrato residual hacia capas del suelo más profundas, principalmente en el tratamiento sin cobertura vegetal. En todas las situaciones que se contó con el CC, la lixiviación estimada fue menor (promedio 40 kg N ha^{-1}) que cuando el suelo permaneció sin vegetación durante el barbecho (promedio 140 kg N ha^{-1}). En los tratamientos con CC, la mayor lixiviación se encontró en el tratamiento donde el maíz había sufrido estrés hídrico y no había sido fertilizado, tratamiento en el que se registró la menor acumulación de N en la biomasa del CC (63 kg N ha^{-1}). En el resto de los tratamientos, la acumulación de N en el CC varió entre 104 y 130 kg N ha^{-1} .

La lixiviación de N proveniente del fertilizante fue mínima en el tratamiento donde el maíz no había sufrido estrés hídrico y fue seguido por el CC luego de cosechado (Figura 3). El resto de los tratamientos fertilizados presentaron valores de lixiviación similares entre sí, no superando los $15 \text{ kg }^{15}\text{N ha}^{-1}$. En general, las mayores pérdidas por lixiviación se originaron con posterioridad a la cosecha del maíz, especialmente con el barbecho desnudo. En esta etapa se lixivió, en promedio, el 72% del total lixiviado desde la siembra del maíz hasta la finalización del experimento al año siguiente.

La acumulación y retención del N en la biomasa del CC (78 kg N ha⁻¹), limitó las pérdidas por lixiviación originadas por las abundantes precipitaciones mencionadas. La suma de la fracción retenida en planta más los nitratos remanentes en suelo, muestra que el CC acumuló significativamente ($P < 0,001$) más N que cuando el suelo quedó descubierto durante el barbecho (130 kg N ha⁻¹ vs. 51 kg N ha⁻¹). Del mismo modo, el N derivado del fertilizante en estas fracciones (nitrato residual + planta) fue significativamente mayor cuando hubo CC ($P = 0,03$). Resultados similares fueron encontrados por Scianca *et al.* (2008) utilizando centeno como CC. Cabe considerar que cuando se consideró 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 de los factores agua y fertilización, aplicados al maíz y al raigrás. Esto posiblemente se deba a la magnitud del componente orgánico del suelo, que minimiza la trascendencia de los otros destinos. Durante el ciclo del raigrás, la mineralización aparente del N proveniente del fertilizante fue, en promedio, del 47%. Este valor es un orden de magnitud superior a la mineralización encontrada para la fracción orgánica total en la Región Pampeana (Álvarez y Steinbach, 2012). Este valor extremadamente elevado posiblemente se deba a la imprecisión del método de cálculo utilizado y a que el fertilizante aplicado al maíz quedó retenido en las fracciones más lábiles de la materia orgánica, las más susceptibles a mineralizarse (Álvarez y Álvarez, 2000).

Flujos de nitrógeno para el cultivo siguiente

La cantidad de N proveniente del fertilizante inmovilizado en la fracción orgánica a la cosecha del raigrás anual se redujo en relación con la encontrada a cosecha del maíz en ambos tratamientos, con y sin estrés hídrico (Figura 3 y 4). La cantidad de N de disponibilidad potencial

para un hipotético cultivo de verano siguiente a la finalización del CC (o el barbecho desnudo) fue mayor luego del raigrás, pues éste actuó como una trampa eficiente para evitar que los nitratos residuales se pierdan por lixiviación. En promedio se registró la acumulación de 50 kg de N más en los tejidos del raigrás que se irán liberando en forma disponible (nitratos, amonio) a medida que ocurra la descomposición de los residuos del CC en el corto plazo.

CONCLUSIONES

Se corroboró que las plantas de maíz son el principal destino del nitrógeno (N) del fertilizante cuando no hay sequía y que la materia orgánica del suelo es la principal ubicación en situaciones de déficit hídrico. El período crítico para la ocurrencia de pérdidas de N por lixiviación es aquel que tiene lugar entre dos cultivos de verano. Esto se potencia cuando el suelo queda sin cobertura vegetal viva, ya que el cultivo de cobertura (CC) es eficiente para disminuir la lixiviación. El N perdido por lixiviación corresponde principalmente al proveniente del suelo, siendo pequeñas las pérdidas del N proveniente del fertilizante aplicado. La presencia del CC, al reducir las pérdidas por lixiviación, permite aumentar el N disponible para el cultivo posterior. Sin embargo, la residualidad del N en la materia orgánica y los residuos vegetales es de corto plazo y ese N puede seguir una vía de salida, si no existe algún cultivo próximo en el tiempo que lo absorba.

AGRADECIMIENTOS

Los autores destacan el trascendente aporte de Marta S. Zubillaga en el desarrollo del experimento base, del cual se tomó información para la presente comunicación.

BIBLIOGRAFÍA

- Abdalla, M., Hastings, A., Cheng, K., Yue, Q., Chadwick, W., Espenberg, M., Truu, J., Rees, R. M. y Smith, P. (2019). A critical review of the impacts of cover crops on nitrogen leaching, net greenhouse gas balance and crop productivity. *Glob Change Biol.*, 25: 2530-2543.
- Addiscott, T. M. (1996). Fertilizers and Nitrate Leaching. En: Hester, R. E. y Harrison, R. M. (Eds.) *Agricultural Chemicals and the Environment. Issues in Environmental Science and Technology 5*. Cambridge: The Royal Society of Chemistry, pp. 1-26.
- Alberts, E. y Neibling, W. H. (1994). Influence of crop residues on water erosion. En: Unger, P. (Ed.) *Managing Agricultural Residues*. Texas, Estados Unidos: Lewis Publisher, pp. 19-39.
- Álvarez, R. y Grigera, S. (2005). Analysis of soil fertility and management effects on yields of wheat and corn in the Rolling Pampa of Argentina. *J. Agron. Crop Sci.*, 191: 321-329.
- Álvarez, C. R., Álvarez, R. y Sarquis, A. (2008). Residue Decomposition and fate of Nitrogen¹⁵ in a wheat crop under different previous crops and tillage systems. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 39: 1-13.
- Álvarez, C. R., Rimski-Korsakov, H., Prystupa, P. y Lavado, R. S. (2007). N dynamics and losses in direct drilled maize systems. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 38: 2045-2059.

- Álvarez, R. y Álvarez, C. R. (2000). Soil Organic Matter Pools and Their Associations with Carbon Mineralization Kinetics. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64: 184-189.
- Álvarez, C. y Scianca, C. (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 Steinbach, H. S. (2012). Ciclado de nitrógeno del agrosistema. En: *Fertilidad de suelos. Caracterización y manejo en la Región Pampeana*. Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía, pp. 259-300.
- Andriulo, A., Sasal, M. C. y Rimatori, F. (2002). Impacto del sistema de producción agrícola sobre la calidad y la cantidad del drenaje en el norte de Buenos Aires. 2^{do} Taller de Contaminación por Agroquímicos, Pergamino. Actas en CD.
- Aparicio V., Costa, J. L., Sainz Rozas, H., Gimenez, D. y García, F. O. (2015). Comparing Nitrate-N Losses through Leaching by Field Measurements and Nitrogen Balance Estimations. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 46: 10, 1229-1243. doi: <http://10.1080/0103624.2015.1033533>.
- Berntsen, J., Olesen, J. E., Petersen, B. M. y Hansen, E. M. (2006). Long-term fate of nitrogen uptake in catch crops. *Eur. J. Agron.*, 25: 383-390.
- Boring, L. R., Swank, W. T., Waide, J. B. y Henderson, G. S. (1988). Sources, Fates, and Impacts of Nitrogen Inputs to Terrestrial Ecosystems: Review and Synthesis. *Biogeochemistry*, 6: 119-159.
- Bremner, J. M. y Mulvaney, C. S. (1982). Nitrogen-Total. En: Page A. L. (Ed.). *Methods of Soil Analysis*. Wisconsin, Estados Unidos: Parte 2, pp. 595-622.
- Brock, T. D. y Madigan, M. T. (1993). *Microbiología*. 6^a ed. México: Prentice Hall Hispanoamericana, pp. 956.
- Cameron, K. C., Di, H. J. y Moir, J. L. (2013). Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. *Ann. Appl. Biol.*, 162: 145-173.
- Carnelos, D. A., Michel, C. L., Portela, S., Jobbágy, E. G., Jackson, R. B., Di Bella, C., Panario, D., Fagúndez, C., Grion, L.C., Carreño, L. y Piñeiro, G. (2014). Variación espacial y temporal de las deposiciones atmosféricas en Argentina y Uruguay. Reunión Binacional Uruguay-Argentina de Agrometeorología y XV Reunión Argentina de Agrometeorología. 1-3 de octubre, Piriápolis, Uruguay.
- Chahal, I. y Van Eerd, L. L. (2021). Cover crops increase tomato productivity and reduce nitrogen losses in a temperate humid climate. *Nutr Cycl Agroecosyst*, 119: 195-211.
- Clark, A. (2007). *Managing cover crops profitably*. 3^a ed. Beltsville, MD, Estados Unidos: Sustainable Agriculture Network, Handbook Series Book 9, pp. 246.
- Delgado, A. A. Short Jr., N. M., Roberts, D. P. y Vandenberg, B. (2019). Big Data analysis for sustainable agriculture on a geospatial cloud framework. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 3: 54.
- Della Chiesa, T., Piñeiro, G. y Yahdjian, L. (2019). Gross, background, and net anthropogenic soil nitrous oxide emissions from soybean, corn, and wheat croplands. *J. Environmental Qual.*, 48: 16-23.
- Fernández, R., Funaro, D. y Quiroga, A. (2005). Influencia de cultivos de cobertura en el aporte de residuos, balance de agua y nitratos. *Boletín de divulgación técnica Nº 87*. EEA INTA Anguil.
- Fiedler, R. y Proksch, G. (1985). The determination of ¹⁵N by emission and mass spectrometry in biological analysis: A review. *Anal. Chim. Acta*, 78: 1-62.
- Fontanetto, H., Vivas, H., Keller, O. y Llambías, F. (2001). *Volatilización de amoníaco desde diferentes fuentes nitrogenadas aplicadas en trigo con siembra directa*. Anuario 2001. INTA, Rafaela.
- Gheysari, M., Mirlatifi, S. M., Homaei, M., Asadi, M. E. y Hoogenboom, G. (2009). Nitrate leaching in a silage maize field under different irrigation and nitrogen fertilizer rates. *Agric. Water Manag.*, 96: 946-954.
- Goulding, K. W. T., Webster, C. P., Powlson, D. S. y Poultrou, P. R. (1993). Denitrification losses of nitrogen fertilizer applied to winter wheat following ley and arable rotation as estimated by acetylene inhibition and ¹⁵N balance. *Soil Sci.*, 44: 63-72.
- Hawkesford, M., Horst, W. y Kichey, T. (2011). Functions of macronutrients. En: Marschner, P. (Ed.). *Mineral Nutrition of Higher Plants*. 3^a ed. Londres: Academic Press, pp. 135-178.
- Jackson, L. E., Wyland, L. J. y Stivers, L. J. (1993). Winter cover crops to minimize nitrate losses in intensive lettuce production. *J. Agric. Sci.*, 121: 55-62.
- Jaeger, C. H., Monson, R. K., Fisk, M. C. y Schmidt, S. K. (1999). Seasonal partitioning of nitrogen by plants and soil microorganisms in an alpine ecosystem. *Ecology*, 80: 1883-1891.
- Kumar, K. y Goh, K. M. (2002). Recovery of ¹⁵N-labelled fertilizer applied to winter wheat and perennial ryegrass crops and residual ¹⁵N recovery by succeeding wheat crops under different crop residue management practices. *Nutri. Cycl. Agroecosyst.*, 62: 123-130.
- Lavado, R. S., de Paz, J. M., Delgado, J. y Rimski-Korsakov, H. (2010). Evaluation of Best Nitrogen Management Practices across Regions of Argentina and Spain. En: Delgado, J. y Follet, R. (Eds.). *Advances in nitrogen management for water quality*. Ankeny IA, Estados Unidos: SWCS, pp. 314-343.
- Liang, B. C. y MacKenzie, A. F. (1997). Seasonal denitrification rates under corn (*Zea mays* L.) in two Quebec soils. *Can J. Soil Sci.*, 77: 21-25.
- Macdonald, A. J., Poultrou, P. R., Powlson, D. S. y Jenkinson, D. S. (1997). Effects of season, soil type and cropping on recoveries residues and losses of ¹⁵N-labelled fertilizer applied to arable crops in spring. *J. Agric. Sci.*, 129: 125-154.
- Magrin, G. O., Travasso, M. I. y Rodríguez, G. R. (2005). Changes in climate and crop production during the 20th century in Argentina. *Climatic Change*, 72: 229-249.
- Meisinger, J. J. y Delgado, J. A. (2002). Principles for managing nitrogen leaching. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57: 485-498.
- Muchovej, R. M. C. y Rechcigl, J. E. (1995). Nitrogen fertilizer. En: Rechcigl, E. (Ed.). *Soil amendments and environmental quality*. Estados Unidos: CRC Press Inc., pp. 1-48.
- Nasielski, J., Grant, B., Smith, W., Niemeyer, C., Janovicek, K. y Deen, B. (2020). Effect of nitrogen source, placement and timing on the environmental performance of economically optimum nitrogen rates in maize. *Field Crops Res.*, 246: 107686.

- Nommik, H. (1973). The effect of pellet on ammonia loss for urea applied to forest soil. *Plant Soil*, 39: 309-318.
- Oomen, G. J. M. (1995). Nitrogen cycling and nitrogen dynamics in ecological agriculture. Nitrogen Leaching in Ecological Agriculture. *Biol. Agric. Hort.*, 11: 183-192.
- Otegui, M. E., Andrade, F. H. y Suero, E. E. (1995). Growth, water use, and kernel abortion of maize subjected to drought at silking. *Field Crop Res.*, 40: 87-94.
- Palma, R. M., Rímolo, M., Saubidet, M. I. y Conti, M. E. (1997). Influence of tillage system on denitrification in maize-cropped soils. *Biol. Fertil. Soils*, 25: 142-146.
- Palma, R. M., Saubidet, M. I., Rimolo, M. y Utsumi, J. (1998). Nitrogen loses by volatilization in a corn crop with two tillage systems in the Argentine Pampas. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 29: 2865-2879.
- Pandey, R. K., Maranville, J. W. y Chetima, M. M. (2000). Deficit irrigation and nitrogen effects on maize in a Sahelian environment II. Shoot growth, nitrogen uptake and water extraction. *Agric. Water Manag.*, 46: 15-27.
- Pasley, H. R., Camberato, J. J., Cairns, J. E., Zaman-Allah, M., Das, B. y Vyn, T. J. (2020). Nitrogen rate impacts on tropical maize nitrogen use efficiency and soil nitrogen depletion in eastern and southern Africa. *Nutr Cycl Agroecosyst*, 116: 397-408.
- Penman, H. L. (1948). Natural evaporation from open water, bare soil, and grass. *Proc. Roy. Soc. London A*, 193: 120-146.
- Pérez, M. y Scianca, C. (2008). *Efecto de los cultivos de cobertura sobre las poblaciones de malezas en un hapludol thapto árgico del NO bonaerense*. General Villegas: EEA INTA, Memoria técnica 2008-2009, pp. 22-24.
- Picone, L. y Videla, C. (1998). Relaciones entre la tasa de desnitrificación y el contenido de nitratos, humedad y carbono orgánico soluble del suelo en un cultivo de trigo. *Ciencia del Suelo*, 16: 77-82.
- Picone, L. I., Videla, C. C. y García, F. O. (1997). Desnitrificación durante el cultivo de trigo bajo siembra directa y labranza convencional. *Ciencia del Suelo*, 15: 53-58.
- Picone, L. I., Videla, C. C., Picaud, C. L., García, F. O. y Rizzalli, R. H. (2014). Denitrification in a Soil under Wheat Crop in the Humid Pampas of Argentina. *Open Journal of Soil Science*, 4: 312-322.
- Portela, S. I., Andriulo, A. E., Sasal, M. C., Mary, B. y Jobbágy, E. G. (2006). Fertilizer vs. organic matter contributions to nitrogen leaching in cropping systems of the Pampas: ¹⁵N application in field lysimeters. *Plant Soil*, 289: 265-277.
- Quiroga, A., Ormeño, O., Bono, A., Rodríguez, N., Montoya, J. y Babinec, F. (1999). Aspectos del manejo de suelo y productividad del girasol en la región semiárida pampeana. *Bol. Técnico N° 63*. EEA Anguil.
- Reddy, G. B. y Reddy, K. R. (1993). Fate of Nitrogen 15 Enriched Ammonium Nitrate Applied to Corn. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57: 111-115.
- Ritchie, S. W. y Hanway, J.J. (1982). *How a corn plant develops*. Iowa State University of Science and Technology, Cooperative Extension Service Ames, Iowa. Reporte especial N° 48.
- Rychel, K., Meurer, K. H. E., Börjesson, G., Stromgren, M., Getahun, G. T., Kirchmann, H. y Katterer, T. (2020). Deep N fertilizer placement mitigated N₂O emissions in a Swedish field trial with cereals. *Nutr Cycl Agroecosyst*, 118: 133-148.
- Rimski-Korsakov, H., Rubio, G. y Lavado, R. S. (2009). Effect of the water stress in the maize crop production and N fate. *J. of Plant Nutrition*, 32: 565-578.
- Rimski-Korsakov, H., Rubio, G. y Lavado, R. S. (2012). Fate of the nitrogen from fertilizers in field-grown maize. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 93: 253-263.
- Rimski-Korsakov, H., Álvarez, C. A. y Lavado, R. S. (2015). Cover crops in the agricultural systems of the Argentine Pampas. *J. of Soil and Water Conservation*, 70: 112A-118A.
- Rimski-Korsakov, H., Zubillaga, M. S., Landriscini, M. R. y Lavado, R. S. (2016). Maize and cover crop sequence in the Pampas: effect of fertilization and water stress on the fate of nitrogen. *J. Soil and Water Conservation*, 71: 12-20.
- Sainz Rozas, H. R., Echeverría, H. E. y Picone, L. I. (2001). Denitrification in Maize under No-Tillage: Effect of Nitrogen Rate and Application Time. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65: 1314-1323.
- Sainz Rozas, H. R., Echeverría, H. E. y Barbieri, P. A. (2004). Nitrogen balance as affected by application time and nitrogen fertilizer rate in irrigated no-tillage maize. *Agron. J.*, 96: 1622-1631.
- Saluzzio, M. F. y Benintende, M. C. (2004). Uso agrícola sostenible en suelos vertisoles. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy. Actas en CD.
- Salvagiotti, F. (2005). *Cuantificación de las pérdidas de nitrógeno por volatilización y su efecto en el rendimiento del cultivo de maíz*. EEA INTA Oliveros.
- Scianca, C., Barraco, M. y Álvarez, C. (2008). *Estrategia de manejo de centeno utilizado como cultivo de cobertura en un argiudol típico del Noroeste bonaerense*. General Villegas: EEA INTA, Memoria Técnica 2008-2009, pp. 25-29.
- Stevens, W. B., Hoefft, R. G. y Mulvaney, R. L. (2005). Fate of Nitrogen-15 in a long-term nitrogen rate study: II. Nitrogen uptake efficiency. *Agron. J.*, 97: 1046-1053.
- Uhart, S. A. y Andrade, F. H. (1995). Nitrogen deficiency in maize: I Effect on crop growth development, partitioning and kernel set. *Crop Sci.*, 35: 1376-1383.
- Urricariet, S., Zubillaga, M. M. y Couzelo, L. (2000). Incidencia de pérdidas de nitrógeno por volatilización en la producción de maíz baja siembra directa. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata. Actas en CD.
- Videla, C. (2007). Utilización de ¹⁵N en estudios de flujos brutos de nitrógeno en el suelo. En: Lazzari, M. A. y Videla, C. (Eds.). *Isótopos estables en agroecosistemas*. Pp. 33-40.
- Webb, J., Harrison, R. y Ellis, S. (2000). Nitrogen fluxes in three arable soils in the UK. *Eur. J. Agron.*, 13: 207-223.
- Zubillaga, M. S., Zubillaga, M. M., Urricariet, S. y Lavado, R. S. (2002). Effect of nitrogen sources on ammonia volatilization, grain yield and soil nitrogen losses in no-till wheat in an argentine soil. *Agrochimica*, 46: 100-107.