

EL N EN ECOSISTEMAS AGRICOLAS, SU DINAMICA Y DISPONIBILIDAD EN EL SISTEMA SUELO-PLANTA

Adriana García Lamothe*

1. INTRODUCCION

Ciclo del N en ecosistemas naturales y agrícolas.

Un ecosistema se desarrolla a partir de la roca improductiva y exenta de suelo y vegetación, por un proceso llamado de sucesión, donde se va acumulando gradualmente N por deposición seca y húmeda y por acción de microorganismos fijadores de N_2 , hasta permitir la colonización de plantas superiores. Finalmente cesa la acumulación alcanzándose un equilibrio en el ecosistema maduro.

En esos sistemas naturales las principales entradas de N son: la deposición seca y húmeda de sustancias N de la atmósfera y la fijación biológica.

Las pérdidas más importantes se dan a través del lavado, el escurrimiento, la erosión y las pérdidas gaseosas, fundamentalmente, la desnitrificación, pero las entradas y salidas de N se balancean y son pequeñas, en relación al N involucrado en las transformaciones.

El contenido de N del suelo está determinado por ese equilibrio entre las entradas de residuos orgánicos, y salidas de N del suelo, la interacción de factores ambientales y su efecto sobre la actividad microbiana y el tipo de vegetación.

Cuando un ecosistema natural se incorpora a la agricultura las condiciones responsables de la acumulación de N orgánico se ven drásticamente alteradas.

La mineralización de la materia orgánica acumulada aumenta con el laboreo, se promueve la nitrificación del amonio producido, y la erosión se ve muy acentuada. En consecuencia, la disturbación que crea en un

ecosistema la interrupción del ciclo del N, conduce a pérdidas de N que pueden ser de gran magnitud y junto con el N retirado por las cosechas o por los animales en áreas pastoreadas, provoca una caída del contenido de N del suelo.

Pero en ecosistemas agrícolas la fertilización N es una de las principales fuentes de N y el uso de leguminosas puede serlo en sistemas de producción que rotan cultivos y pasturas, por consiguiente a diferencia de lo que ocurre en ecosistemas naturales, tanto las entradas como las salidas de N pueden ser muy importantes.

Los residuos orgánicos que llegan al suelo son descompuestos por los microorganismos y transformados en inorgánicos a través del procesos de mineralización, donde amonio es el producto final.

Este proceso ocurre más lentamente en ecosistemas naturales donde los residuos quedan mayormente en la superficie del suelo. El amonio puede ser transformado en nitrato también por acción microbiana, pero la nitrificación sólo es significativa en ecosistemas agrícolas. Estas dos formas de N mineral son usadas por la biomasa del suelo para su actividad y síntesis celular, volviendo a la forma orgánica.

El ciclo del N dentro del sistema suelo-planta es similar: pero el N mineral que los microorganismos no utilizan es tomado por las plantas. La mayor parte es transformado en N orgánico y puede ser consumido por animales o devuelto directamente al suelo con la muerte de la planta. Otra vez la descomposición microbiana transforma las formas orgánicas en inorgánicas.

* Ing. Agr., Sección Suelos, INIA La Estanzuela

2. PROCESOS FUNDAMENTALES EN LA DINAMICA DEL N: LA DESCOMPOSICION, LA MINERALIZACION, LA INMOVILIZACION Y LA NITRIFICACION.

Los materiales que llegan al suelo entran en descomposición principalmente por la acción de invertebrados, bacterias y hongos. La descomposición de C y N sigue patrones similares.

Luego de incorporados los residuos al suelo los cultivos pierden del 60 al 70% del C en el primer año como CO_2 o metano. El carbono residual es incorporado en la biomasa y el humus del suelo. En cambio el N tiende a ser conservado en los residuos en descomposición debido en parte, a la demanda de N de los microorganismos.

La dinámica del N durante la descomposición involucra una serie de pasos: una pérdida inicial de peso por lavado de sustancias solubles; posterior concentración de N, por un incremento relativo, consecuencia de la pérdida de CO_2 durante la descomposición y por último, liberación de N, cuando la relación C:N de los residuos llega a un punto en que el N, no es limitante para los microorganismos (1.7 a 2.5 % de N o una relación C:N de 25 a 30:1).

La acción de los invertebrados en la descomposición es fundamentalmente a través de la redistribución y fraccionamiento de los materiales orgánicos que llegan al suelo.

La mineralización es realizada por la acción enzimática de los microorganismos del suelo, (bacterias, hongos y actinomicetos). La biomasa microbiana tiene un rol fundamental en la dinámica del N, no sólo por su acción degradante, sino también porque constituye un pool de N rápidamente mineralizable.

Si bien el gran pool de N del suelo es la materia orgánica, su tasa de reciclaje es lenta, unas 100 veces menor que la de los restos vegetales frescos. La biomasa microbiana en cambio, tienen un tiempo de residencia en el suelo, unas 10 veces menor que el de los materiales frescos. Los estudios realizados

recientemente en La Estanzuela dan una idea de su importancia en la dinámica del N. En una rotación de pasturas y cultivos se estimó en 35 kg de N/ha/año el flujo anual de N a través de la biomasa microbiana del suelo (García y Morón, 1992).

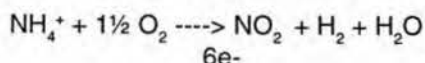
Los residuos de la descomposición, contribuyen a la formación de la materia orgánica del suelo, pero los compuestos húmicos altamente resistentes a la degradación, son el resultado de la síntesis microbiana durante el proceso de descomposición. A pesar de su resistencia a la degradación, son biodegradables y cuando, durante la descomposición se está formando humus, es preciso que también se esté degradando para mantener el equilibrio en el ecosistema.

La inmovilización, es un proceso que ocurre simultáneamente a la mineralización. Es usual en un suelo, que mientras un grupo de microorganismos está mineralizando otros esté inmovilizando N, en sus tejidos celulares. Del tipo y cantidad de material orgánico que esté entrando al suelo y su contribución relativa respecto al humus ya presente, dependerá qué grupo predomine.

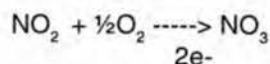
El producto final del proceso de mineralización es el amonio pero en ecosistemas agrícolas y suelos con pH moderado, la transformación microbiana de amonio a nitrato (nitrificación), ocurre rápidamente en la medida que haya amonio disponible. En consecuencia, el nitrato es la forma de N mineral más abundante.

Los principales microorganismos responsables de la nitrificación son aeróbicos y obtienen energía de la oxidación del NH_4^+ y del NO_2^- .

Proceso de oxidación del amonio:



Proceso de oxidación del nitrito:



Como el grupo de bacterias responsable de la nitrificación, es limitado, solo 5 géneros oxidan el amonio y solo Nitrobacter el

nitrito (Alexander, 1977), ésta es más afectada por factores ambientales que la amonificación.

3. FUENTES DE N EN EL SISTEMA SUELO-PLANTA

A) Deposición seca y húmeda

La deposición seca es la caída gravitacional de partículas o gases presentes en la atmósfera. La deposición húmeda está constituida principalmente por óxidos de N de la atmósfera que disueltos en las gotas de lluvia llegan al suelo.

Las entradas anuales por esta vía son difíciles de cuantificar pero se estima oscilan entre 5 y 40 kg de N/ha/año.

B) Fijación biológica de N

El uso de leguminosas en sistemas de producción de cultivos es una práctica común que se basa en la capacidad de fijar N del aire de ciertas bacterias. La cuarta parte de la fijación total terrestre está realizada por la asociación *Rhizobium*-Leguminosa.

Por esta vía se pueden fijar anualmente de 30 a 300 kg de N atmosférico/ha. Pero también otros organismos pueden llegar a tener importancia agronómica, las algas verde-azuladas en suelos arroceros, pueden llegar a fijar 30 kg de N/ha/año y en asociación con gramíneas, *Azospirillum* llega a fijar cantidades de N estimadas en 10 a 50 kg/ha/año.

C) N orgánico nativo

Entre el 97 y el 95 % de N del suelo está bajo forma orgánica por lo que el N que proviene de la mineralización de la materia orgánica nativa es de fundamental importancia. No obstante, los suelos varían mucho en su capacidad de mineralizar N orgánico y son numerosos los factores que afectan la mineralización.

D) Adiciones a través de residuos de cultivos y excreciones animales en áreas pastoreadas

En promedio la materia seca de los tejidos vegetales contiene entre 0.1 y 6 % de N pero

los materiales maduros que se incorporan al suelo en general contienen menos de un 1 %.

La orina contiene un 50-80 % del N ingerido y la mayor parte, bajo forma de urea, en cambio el N de las heces está ligado a sustancias orgánicas que lo hacen más resistente a la degradación que los restos vegetales frescos.

E) Entradas por fertilizantes nitrogenados.

4. PERDIDAS DE N DEL SISTEMA SUELO-PLANTA

A) Remoción por cultivos y animales

Son de magnitud considerable bajo sistemas de producción intensivos.

B) Erosión y escurrimiento superficial

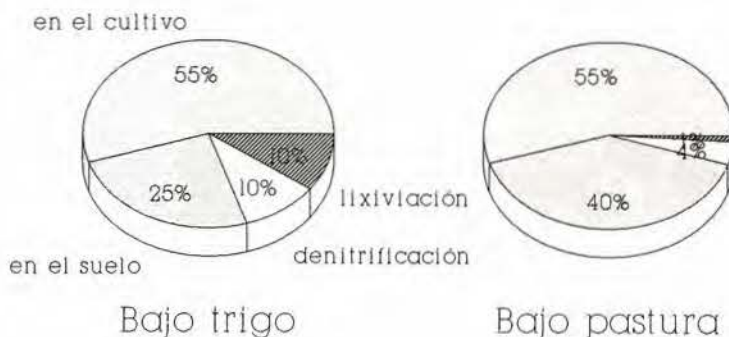
En la erosión hídrica la mayor parte del N que se pierde es N orgánico en los sedimentos que son arrastrados por el agua en superficie, por consiguiente, las pérdidas están más asociadas al contenido de N orgánico del suelo que a las fertilizaciones. El contenido de N de los sedimentos es mayor que el del suelo porque la materia orgánica está asociada a las partículas más finas y livianas, más fáciles de transportar.

C) Pérdidas por lixiviación

El nitrato tiene carga eléctrica negativa mientras que el amonio, tiene carga positiva. En la mayoría de ecosistemas agrícolas el amonio, es convertido en nitrato, por lo que cualquier fuente de N que se use el producto final será nitrato. Como la mayoría de los suelos de las regiones templadas, tiene pH entre 5.5 y 8 y en ese rango la carga neta de la fase sólida del suelo es negativa, los aniones como el nitrato son repelidos y mantenidos en la solución del suelo y por lo tanto son susceptibles a ser lavados.

En cambio los cationes como el amonio, son atraídos por las superficies coloidales y rara vez se pierden por este proceso, excepto en suelos arenosos con muy bajo tenor de arcillas.

Figura 1. Destino del N agregado al suelo bajo trigo o pastura (prop. relativas). Fuente: Addiscott *et al.* 1991



Respecto a las pérdidas por lixiviación, bajo agricultura es conveniente hablar de dos periodos del año, uno en donde hay crecimiento activo del cultivo y el otro, cuando no hay cultivo. Cuando hay un cultivo en crecimiento y absorbiendo activamente N, las pérdidas de nitrato son bajas, por que los niveles de nitrato son bajos. En general se ha estimado que éstas no superan el 6 % del N agregado (figura 1).

El lavado de nitrato, tanto el proveniente de fertilizantes como el mineralizado, es una fuente de contaminación del agua que crea problemas para la salud humana y el medio ambiente, un tema que hoy preocupa a países desarrollados.

D) Volatilización de amoníaco

Un prerrequisito para que hayan pérdidas por volatilización es que haya NH₃ libre cerca de la superficie del suelo. La fuente normal de NH₃ es el amonio.

Las pérdidas están controladas por varios equilibrios:

- (1) NH₄⁺ fijado <---> NH₄⁺ Intercambiable <---> NH₄⁺ en solución
- (2) NH₄⁺ en solución <---> NH₃ ac. + H⁺
- (3) NH₃ ac. <---> NH₃ gas

El equilibrio (2) está regulado por el pH de la solución del suelo. Con pH alcalino hay mayor transformación a NH₃ pero el proceso se autorregula al dejar libre iones H⁺, acidificantes.

La temperatura controla el pasaje de amoníaco acuoso a la forma gaseosa (3).

Las pérdidas mayores se han determinado en suelos saturados que comienzan a secarse, probablemente por un aumento de la concentración del amonio en la solución del suelo.

Puede darse emisión de NH₃ importante en *Feedlots* o áreas pastoreadas intensivamente y aunque no está cuantificado, se sabe que puede haber pérdidas por volatilización desde los cultivos, durante la proteólisis que acompaña a la senescencia.

E) Denitrificación

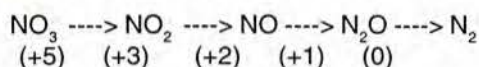
La Denitrificación, es un proceso biológico a través del cual se dan las pérdidas gaseosas mayores del sistema suelo-planta

En ausencia de O₂ algunas bacterias aeróbicas usan al nitrato como aceptor final de electrones en su cadena respiratoria. De esta forma el nitrato es reducido a N₂O y/o a N₂.

La mayoría de estas bacterias son heterótrofas por lo que requieren para su actividad la presencia de sustrato carbonoso.

Es evidente que un factor importante en determinar las pérdidas es el contenido de humedad del suelo por su relación inversa con el contenido de oxígeno. No obstante, el proceso puede darse en suelo bien aireado en micrositos donde la actividad microbiana intensa ha consumido el oxígeno.

Los pasos del proceso reductivo y los cambios de valencia del N son los siguientes:



El potencial de denitrificación del suelo es muy alto. Puede perderse hasta 3 kg de N/ha/día por esta vía, pero es probable que el proceso se de en períodos cortos después de lluvias y no en forma continua (Jarvis *et al.*, 1991).

La magnitud de las pérdidas por denitrificación oscila entre 0 a un 20 % del N aplicado bajo agricultura, en tanto que bajo pasturas las pérdidas son generalmente menores y del orden de 0 a 7% (Colburn y Dowdell, 1984).

5. METODOS PARA DETERMINAR LA DISPONIBILIDAD DE N EN EL SISTEMA SUELO-PLANTA

Del N total del suelo, menos de 2 % está bajo la forma mineral, y a diferencia de lo que ocurre con otros nutrientes, el suelo no tiene en general, capacidad de almacenarlo. Es por ello que a pesar de su abundancia en la naturaleza, el N comúnmente limita el rendimiento de los cultivos. Por otro lado, no existe un método de análisis general aceptado, que permita determinar la disponibilidad de N para definir la necesidad de N extra de un cultivo.

Lo que se vio anteriormente respecto a las fuentes de N en el sistema suelo-planta se puede expresar en un balance, sumamente simplificado: $N_c = N_{in} \times e + N_m \times e + N_f \times e$ donde:

N_c = totalidad del N absorbido por cultivo.

N_{in} = N mineral presente inicialmente en

el suelo, originado de fertilizaciones previas o mineralización.

N_m = N suministrado por el suelo como resultado neto del balance entre la mineralización y la inmovilización.

N_f = N del fertilizante.

e = las eficiencias respectivas; término que debería contemplar las pérdidas ya discutidas y las diferencias entre especies o incluso cultivares.

Despejando N_f tenemos que:

$$N_f = [N_c - N_{in} \times e + N_m \times e] / e$$

Si se asume que; $e_{in} = e_m = e_f$, entonces:

$$N_f = N_c / e - (N_{in} + N_m)$$

Esta asunción puede conducir a una sobreestimación de los requerimientos de N pues la eficiencia del N originado por mineralización durante el ciclo del cultivo, es probable que sea mayor que la del N inicial o del fertilizante (estimada en 50 % para nuestras condiciones) por estar menos expuesto a los procesos de pérdida, al ser liberado gradualmente.

Esta expresión tiene otras limitaciones, no considera interacciones, ni entradas vía deposición seca o húmeda o fijación biológica, pero en la práctica sirve para aproximarse a los requerimientos de N de un cultivo.

La necesidad de fertilizante N de un cultivo se basa así en dos aspectos fundamentales: por un lado, el rendimiento esperado. A partir de éste se estima, cuánto N debe absorber un cultivo, en base a la producción total de materia seca y a la concentración de N en la misma. Por otro lado, requiere la cuantificación de lo que el suelo puede aportar, considerando las pérdidas de N del sistema y la eficiencia de absorción, o sea la recuperación de N por parte del cultivo.

Respecto al N aportado por el suelo, el N inicial o mineral se halla principalmente bajo forma de nitrato y/o amonio. El contenido de amonio, en general, es despreciable, pero bajo condiciones de excesiva humedad y frío puede acumularse.

A pesar del carácter transitorio del nitrato en el suelo por su vulnerabilidad a los proce-

sos de pérdida, su contenido a la siembra, ha mostrado estar relacionado con la respuesta a la fertilización y es una herramienta a tener en consideración cuando se planifica la fertilización N de un cultivo (figura 2).

Como tanto el N total como la materia orgánica del suelo son pobres indicadores de la capacidad de mineralización, el N originado de este proceso, se ha tratado de estimar mediante métodos químicos basados en el uso de diferentes extractivos y biológicos a través de incubaciones aeróbicas o anaeróbicas de corto o largo plazo. Estos métodos en general no han mostrado estrecha correlación con la respuesta a la fertilización N en el campo o no se adaptan a rutinas por su complejidad.

En la práctica, es más útil y fácil para estimar el N proveniente de la mineralización, manejarse con criterios más o menos subjetivos que consideren tipo de suelo, productividad, cultivo anterior, fundamentalmente el uso de leguminosas por el aporte de N que hacen al cultivo siguiente (Martino *et al.* 1986a y 1986b; Darby *et al.* 1988) y la adición de residuos orgánicos.

La ecuación anterior puede integrarse en el tiempo cuando el N se va a aplicar fraccio-

nado. En este caso, se puede contar con otra herramienta para definir el N a aplicar: el status nutricional de la planta, que se basa en la asociación que existe entre el nivel de N en la planta y el crecimiento. Actualmente se usan determinaciones de N total y $\text{NO}_3\text{-N}$ como indicadores del mismo. En Uruguay, Baethgen (1992b), ajustó un modelo que utiliza al análisis de plantas para definir los requerimientos de N a fin del macollaje en cebada cervecera, que está siendo validado en La Estanzuela.

6. RECUPERACION DE N APLICADO: ¿COMO AUMENTAR LA EFICIENCIA?

Entre un 30 y un 70 % del N agregado es recuperado por el cultivo. Es evidente la importancia de la adopción de prácticas que incrementen la eficiencia del fertilizante N, no sólo desde el punto de vista agronómico sino también ecológico.

Actualmente se están desarrollando fertilizantes de liberación lenta, inhibidores de la nitrificación, e inhibidores de la ureasa, con resultados promisorios (Baethgen, 1992a), pero las prácticas más comunes involucran la

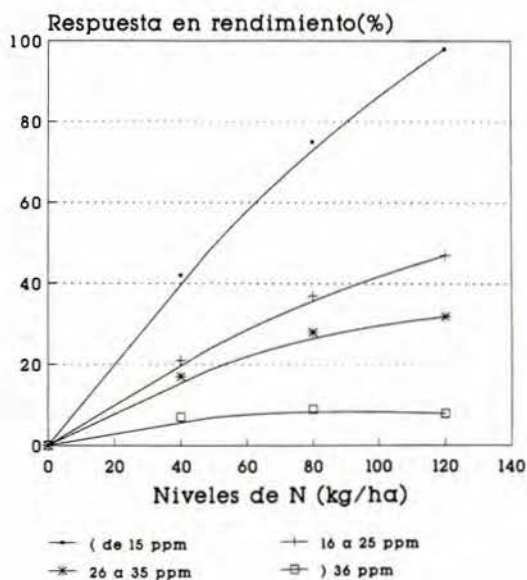


Figura 2. Efecto del $\text{NO}_3\text{-N}$ inicial (0-40 cm de prof.) sobre la respuesta a la fertilización N, en Trigo.

forma, la ubicación, la dosis y el momento de aplicación del N.

La mejor forma de reducir la pérdida de N es tener poco para perder, esto se lograría aplicando al N a medida que la planta lo necesitase, pero no es económicamente viable, excepto en sistemas bajo riego. Una práctica conveniente, que afortunadamente está siendo adoptada, es el fraccionamiento de la fertilización N (García y Martino, 1986).

Para definir cuál es el mejor momento para aplicar el N debe tenerse en consideración el patrón de absorción de N por el cultivo. En cereales el período más efectivo en cuanto a la recuperación del N agregado, es al inicio del encañado, cuando se da la mayor tasa de producción de materia seca.

Debe tenerse presente, que cuanto más temprano se agregue el N, mayor riesgo hay de que se pierda. Por otro lado, un cultivo que se desarrolle en un suelo fértil, es probable que no requiera de N adicional hasta el momento del encañado.

El fraccionamiento del N o la fertilización tardía, permite el uso de análisis foliares como un elemento más a tener en cuenta para definir la dosis a aplicar, otro factor fundamental para aumentar la eficiencia. No obstante el éxito de la fertilización tardía es muy dependiente del suministro de agua.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- ALEXANDER, M.** 1977. Introduction to soil microbiology. 2nd. ed. New York, Wiley.
- BAETHGEN, W.E.** 1992a. Dinámica del nitrógeno en sistemas de rotación cultivos-pasturas. In: Morón, A.; Baethgen, W., eds. Rev. INIA Investigaciones Agronómicas 1(1):3-25.
- BAETHGEN, W.E.** 1992b. Fertilización nitrogenada en cebada cervecera en el litoral oeste del Uruguay. Montevideo, INIA. Serie técnica N°24.
- COLBURN, P.; DOWDELL, R.J.** 1984. Denitrification in field soils. Plant and Soil 76:213-226.
- DARBY, R.J.; HEWITT, M.V.; PENNY, A.; JOHNSTON, A.E.; MCEWEN J.** 1988. The effects of increasing length of ley on the

growth and yields of winter wheat. Rothamsted Report for 1987. Part I, p. 101-102.

- GARCÍA, A.; MARTINO, D.** 1986. Fraccionamiento de la fertilización nitrogenada en trigos de siembra temprana para grano y doble propósito. Investigaciones Agronómicas 7:3-9.

- GARCIA, A.; MORON, A.** 1992. Estudios de C, N, y P en la biomasa microbiana del suelo en tres sistemas de rotación agrícola. In: Morón, A.; Baethgen, W., eds. Rev. INIA Investigaciones Agronómicas 1(1):111-126.

- JARVIS, S.C.; BARRACLOUGH, D.; WILLIAMS, J.; ROOK, A.J.** 1991. Patterns of denitrification loss from grazed grassland: Effects of N fertilizer inputs at different sites. Plant and Soil 131:77-88.

- MARTINO, D.; CALDEYRO, M.; BOZZA-NO, A.; BAETHGEN, W.; DÍAZ, R.** 1986a. Residualidad del nitrógeno dejado por pasturas. I. Efecto de la composición botánica de las pasturas. Investigaciones Agronómicas 7:48-58.

- MARTINO, D.; CALDEYRO, M.; BOZZANO, A.; BAETHGEN, W.; DÍAZ, R.** 1986b. Residualidad del nitrógeno dejado por pasturas. II. Efecto de la duración de pasturas. Investigaciones Agronómicas 7:59-65.

BIBLIOGRAFIA RECOMENDADA

- ADDISCOTT, T.M.; WHITEMORE, A.P.; POWLSON, D.S.** 1991. Farming, fertilizers and the nitrate problem. Wallingford, Oxon, CAB International.
- BALL, P.R.; RYDEN, J.C.** 1984. Nitrogen relationships in intensively managed temperate grasslands. Plant and Soil 76:23-34.
- HAYNES, R.J.** 1986. Mineral nitrogen in the plant-soil system. Orlando, Academic Press.
- ROSE, C.W.; DALAL, R.C.** 1987. Erosion and runoff of nitrogen. In: Wilson, R.J., ed. Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems. Wallingford, Oxon, CAB International. p. 212-235.
- ROSWALL, T.; PAUSTIAN, K.** 1984. Cycling of nitrogen in modern agricultural systems. Plant and Soil 76:3-22.