

INFORMACIÓN TÉCNICA

EL NITRÓGENO EN LOS SISTEMAS GANADEROS DE LECHE¹

Jorge Elizondo Salazar²

RESUMEN

El nitrógeno en los sistemas ganaderos de leche. El nitrógeno es un elemento muy importante para todo organismo. Se encuentra en: la atmósfera, el suelo y el agua. Se aplica en todo el mundo para producir alimentos. El nitrógeno para la agricultura incluye: el proveniente de fertilizantes inorgánicos, aquel fijado biológicamente, el proveniente de estiércoles de animales, el de residuos de cosechas y el que se mineraliza en el suelo. Hoy en día, los fertilizantes nitrogenados son la mayor fuente de nitrógeno para la producción agrícola y el nitrógeno presente en el estiércol animal se está utilizando ineficientemente. Además, el nitrógeno está siendo aplicado en cantidades mayores que las que el ecosistema puede tolerar, ocasionando problemas de olores y contaminación de las aguas, lo que ha provocado intoxicaciones tanto en personas como en animales y otra serie de efectos negativos en los ecosistemas tanto terrestres como acuáticos. El presente trabajo tiene como objetivo hacer un breve repaso sobre la importancia del nitrógeno en los organismos, conocer los efectos negativos que el exceso de nitrógeno puede ocasionar en el ambiente y reconocer alternativas viables y económicas que permitan disminuir la excreción de este elemento en los sistemas ganaderos de leche.

Palabras clave: Nitrógeno, nutrición animal, ganado de leche, contaminación ambiental, proteína metabolizable.

ABSTRACT

Nitrogen in dairy farm systems. Nitrogen is a very important element for all living organisms. It is present in the atmosphere, soil and water. It is applied all over the world to produce food. Nitrogen for agriculture can be supplied by inorganic fertilizer, bacterial fixation, animal manure, crop residues, and mineralization. Currently, nitrogen fertilizer is the major source of nitrogen for agriculture while N from animal manure is used inefficiently. Moreover nitrogen is being applied at higher rates than the ecosystem can handle, causing odor nuisance and water pollution, which has led to animal and human intoxication. It has also impacted water and terrestrial ecosystems. The objective of this study is to provide a brief commentary on the importance of N in the organism, understand that excess N can be an important threat to the environment and acknowledge viable and economical ways to reduce N excretion in dairy farm systems.

Key words: Nitrogen, animal nutrition, dairy cattle, environmental pollution, metabolizable protein.



INTRODUCCION

El nitrógeno es uno de los elementos más importantes y esenciales para todo ser vivo ya que forma parte de los aminoácidos que componen las proteínas requeridas por todos los organismos.

El nitrógeno es también uno de los elementos más abundantes de la tierra. Las formas más importantes en que se encuentra en la naturaleza son: nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N_2O), amonio (NH_4^+), amoníaco (NH_3) y nitrógeno elemental (N_2) (Follett 2001). Este último comprende el 78%

¹ Recibido: 12 de noviembre, 2004. Aceptado: 3 de febrero, 2006. Parte del Proyecto inscrito en Vicerrectoría de Investigación No. 737-A4-049.

² Estación Experimental Alfredo Volio Mata. Facultad de Ciencias Agroalimentarias. Universidad de Costa Rica. E-mail: jaelizon@cariari.ucr.ac.cr.

de la atmósfera terrestre, es inerte, no tiene efecto sobre la calidad del ambiente y no puede ser utilizado directamente por las plantas (Tisdale *et al.* 1993).

El nitrógeno es el nutriente más ampliamente utilizado en la fertilización agrícola, ya que las formas más disponibles en el suelo son generalmente insuficientes para satisfacer los requerimientos de las cosechas y cultivos (Follett 2001; Keeney y Hatfield 2001).

Es además el elemento encontrado en mayores cantidades en el estiércol (Keeney y Hatfield 2001), el cual durante muchos años ha sido utilizado como una forma para mejorar la fertilidad del suelo y la producción de los cultivos. Esta práctica, junto con la fijación de nitrógeno por parte de las leguminosas, eran los únicos medios de suplir nitrógeno y otros nutrientes al suelo. En la actualidad, la industria química provee fertilizantes inorgánicos concentrados que son fácilmente distribuidos y utilizados y que pueden suplir la necesidad de cualquier elemento por parte de los cultivos (Avnimelech 1986). Esto ha generado una disminución en el uso de fertilizantes orgánicos hasta un punto en el que en algunos lugares del mundo, la aplicación de fertilizantes inorgánicos, se han llegado a convertir en un problema ambiental.

Si bien es cierto la introducción y desarrollo de los fertilizantes inorgánicos ha permitido una mayor

producción de alimento tanto para animales como para humanos, ha contribuido también con el aumento los niveles de nitrógeno en el ambiente, lo que ha creado una serie de disturbios o desbalances en el ciclo natural de este importante elemento.

El presente trabajo tiene como objetivo hacer un breve repaso sobre la importancia del nitrógeno en el organismo, conocer los efectos negativos que el exceso de nitrógeno puede ocasionar en el ambiente y reconocer alternativas viables y económicas que permitan disminuir la excreción de este elemento en los sistemas ganaderos de leche.

EL CICLO DEL NITRÓGENO

El ciclo del nitrógeno es particularmente complejo y dinámico, ya que en él se dan una serie de cambios y transformaciones, de las cuales un gran número de ellas dependen netamente de procesos microbiales, que a su vez se ven afectados por diferentes factores como: temperatura, humedad, aireación y pH del suelo entre otros.

En la Figura 1, se muestra esquemáticamente el ciclo del nitrógeno. En ella se puede observar el grado de complejidad y dinamismo que presenta.

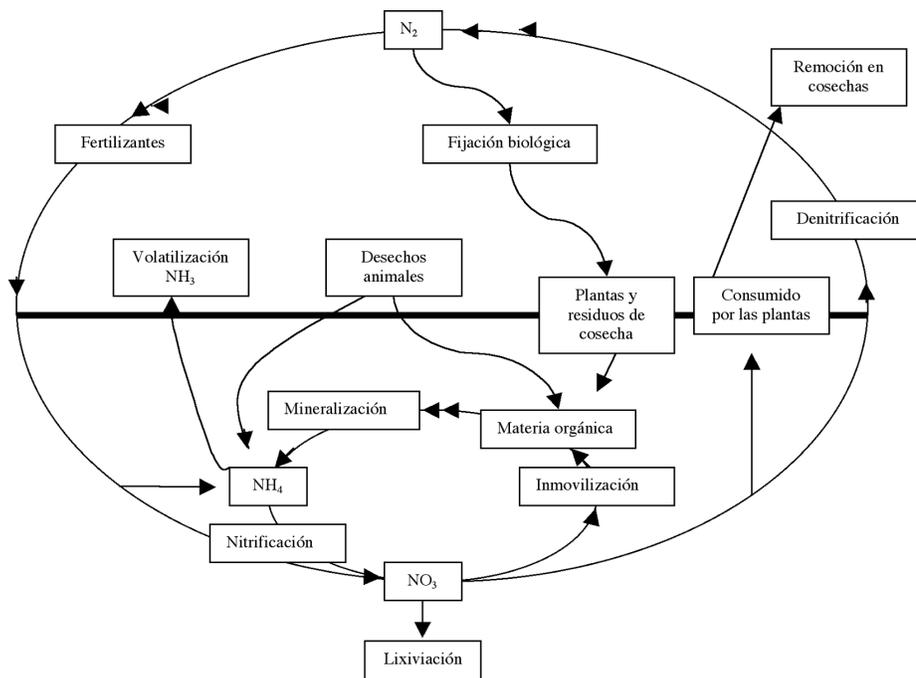


Figura 1. Ciclo del nitrógeno. Adaptado de Beegle 2004.

EL NITRÓGENO EN EL SUELO

El nitrógeno en el suelo se encuentra en forma orgánica e inorgánica, con 95% o más del nitrógeno total presente en forma orgánica. El nitrógeno inorgánico está disponible para ser tomado por las plantas, mientras que el orgánico debe ser primero mineralizado (convertido a N inorgánico) antes de que las plantas lo puedan utilizar. La cantidad de N orgánico que se mineralizará el primer año, es el N orgánico multiplicado por un factor de mineralización que oscila entre 0,25 y 0,35. Este es un proceso microbiano que toma tiempo, y estimaciones tanto del contenido de N orgánico como inorgánico, datos que son necesarios para determinar el efecto inmediato y residual de la aplicación de estiércol (Van y Reeves 2000).

Compuestos inorgánicos de nitrógeno

Las formas inorgánicas de nitrógeno presentes en el suelo incluyen amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO) y nitrógeno elemental (N_2), el cuál es inerte excepto para aquellos microorganismos fijadores de nitrógeno (Follett 2001).

Desde el punto de vista de fertilidad del suelo, NH_4^+ , NO_2^- , y NO_3^- son los más importantes y son producidos a partir de la descomposición de la materia orgánica del suelo o de la adición de fertilizantes nitrogenados. Estas tres formas representan entre 2 y 5% del nitrógeno total del suelo (Engels y Marschner 1995).

Compuestos orgánicos de nitrógeno

Materia orgánica del suelo es un término utilizado para describir los materiales orgánicos en todas las etapas de descomposición, que en términos muy generales se puede dividir en dos categorías: la primera es un material relativamente estable llamado humus, que de alguna manera es resistente a una pronta descomposición. La segunda incluye aquellos materiales orgánicos que están sujetos a una pronta descomposición.

Las formas orgánicas de nitrógeno en el suelo se encuentran como proteínas, aminoácidos, amino azúcares y otros compuestos nitrogenados complejos (Broadbent 1986), que deben mineralizarse para que las plantas los puedan utilizar.

Transformaciones de nitrógeno en el suelo

Las plantas absorben nitrógeno en forma de NH_4^+ y NO_3^- . El NO_3^- generalmente se encuentra en mayores concentraciones y se puede movilizar hacia las raíces (Tisdale *et al.* 1993; Fenton y Helyar 2000). Además por ser tan soluble se lixivia y/o es arrastrado fácilmente por el agua de escorrentía y eventualmente puede llegar a aguas subterráneas o a aguas superficiales (Taminga 1992; Nelson 1999; Fenton y Helyar 2000).

Las cantidades de NH_4^+ y NO_3^- disponibles para las plantas dependen grandemente de la cantidad de nitrógeno aplicado como fertilizante y de la cantidad de nitrógeno mineralizado del nitrógeno orgánico del suelo.

Los procesos microbiales que tienen que ver con el reciclaje de residuos frescos y humus son la mineralización, la inmovilización y la nitrificación.

Mineralización

Es la conversión de nitrógeno orgánico a amonio (NH_4^+) a través de la actividad de microorganismos no específicos, bajo condiciones aeróbicas y anaeróbicas. Este proceso se acelera con un incremento en la temperatura y aumenta con una adecuada humedad y una buena disponibilidad de oxígeno (Jarvis *et al.* 1995).

Inmovilización

Es la conversión de nitrógeno inorgánico (NH_4^+ y NO_3^-) a nitrógeno orgánico. La tasa de mineralización depende de una serie de factores, uno de ellos es la relación N:C. Cuanto más bajo sea el contenido de nitrógeno en la materia orgánica en descomposición con relación al contenido de carbono, mayor será la inmovilización de N en el suelo por parte de los microorganismos (Tisdale *et al.* 1993).

Nitrificación

Se refiere a la conversión de amonio (NH_4^+) a nitrato (NO_3^-). El nitrato es la forma más común como las plantas absorben el nitrógeno. Este proceso es la fuente acidificante más grande en los suelos agrícolas y se representa con la siguiente ecuación (Follett 2001):



Pérdidas de nitrógeno

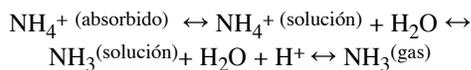
Las mayores pérdidas de nitrógeno del suelo se deben a la remoción por cosechas y a la lixiviación. Sin embargo, bajo ciertas condiciones, algunas formas inorgánicas de nitrógeno se pueden convertir a gases y perderse hacia la atmósfera. Las principales rutas son la denitrificación y la volatilización.

Denitrificación

Cuando los suelos se saturan de agua, el oxígeno es excluido del suelo y se comienza a dar una descomposición anaeróbica. Algunos organismos aeróbicos tienen la capacidad de obtener el oxígeno del NO_2^- y NO_3^- con la liberación de N_2 y N_2O . El flujo combinado de estos gases representa una gran pérdida económica de nitrógeno para los sistemas ganaderos. Este proceso depende de: la temperatura, contenido de humedad del suelo, oxigenación, concentración de carbono, pH y concentración de NO_3^- . Existe una gran población de organismos denitrificantes en los suelos arables y se encuentran en grandes cantidades en la vecindad de las raíces. Sin embargo, las condiciones deben ser muy favorables para que estos microorganismos cambien de una forma de respiración aeróbica a un tipo de metabolismo denitrificante (Follett 2001).

Volatilización

La volatilización es un mecanismo de pérdida de nitrógeno en forma de amoníaco (NH_3) que ocurre naturalmente en el suelo. Dadas las condiciones adecuadas, la volatilización ocurre cuando hay un exceso de NH_3 en la solución del suelo. Debido al equilibrio existente, la volatilización es mayor en suelos con pH elevados y baja capacidad de intercambio catiónico (Oenema *et al.* 2001).



EL PROBLEMA DEL EXCESO DE NITRÓGENO EN EL AMBIENTE

Antes de la segunda guerra mundial las fincas ganaderas eran relativamente autosuficientes en el abastecimiento de alimento para los animales. La mayor fuente de nitrógeno era aquel fijado por las leguminosas y el proveniente del estiércol. Las industrias productoras de fertilizantes no se usaron ampliamente hasta que las plantas de fabricación de municiones de la

Segunda Guerra Mundial se convirtieron en plantas para la producción de nitrato de amonio. La disponibilidad de fertilizantes nitrogenados relativamente baratos marcó un cambio en la forma en que el nitrógeno era suplido para la agricultura. A partir de ahí, el uso de fertilizantes nitrogenados se convirtió en el pilar de la agricultura mundial moderna, ya que permitió la producción de granos y cosechas en lugares donde no se disponía de estiércol ni de leguminosas que suministraran el nitrógeno. Todo esto condujo a una mayor especialización, permitiendo que ciertas fincas se dedicaran únicamente a la producción de granos y cosechas, y otras a la producción animal.

Toda esta abundancia ha generado a lo largo de los años un exceso de nitrógeno, que además de ser tóxico para plantas y animales, causa problemas de calidad en los sistemas naturales de agua. El exceso de nitrógeno en los estuarios de los océanos por ejemplo, aumenta el crecimiento de organismos acuáticos, al punto que ellos afectan la calidad del agua y disminuyen los niveles de oxígeno. Esto afecta el metabolismo y crecimiento de otras especies que requieren oxígeno, causando una condición conocida como hipoxia (menos de 2 mg/l de N disuelto) (Díaz 2001). En ecosistemas terrestres, el exceso de nitrógeno atmosférico puede acelerar el crecimiento de especies exóticas o acelerar el crecimiento de árboles causando una ruptura o desbalance en el ecosistema (Nadelhoffer 2001).

Otro problema concerniente con la salud humana es la metahemoglobinemia, reconocida en 1945 cuando se relacionó la enfermedad con pozos de agua contaminados con nitratos. La metahemoglobinemia está asociada con altos niveles de metahemoglobina en el torrente sanguíneo. El nitrato cuando se ingiere, es absorbido y transportado al torrente sanguíneo desde el estómago e intestino delgado. La mayoría se excreta en la orina, pero cierta cantidad se puede reducir a nitrito, especialmente en el intestino delgado. El nitrito oxida el hierro en la molécula de hemoglobina para formar metahemoglobina. Si más de un 10% de la hemoglobina se convierte a metahemoglobina, la capacidad de la sangre para transportar oxígeno disminuye y se desarrollan síntomas de anoxia. Niveles altos de metahemoglobina pueden causar daños cerebrales y hasta la muerte. En infantes menores de seis meses de edad, el riesgo es mayor ya que el sistema de actividad enzimática que reduce la metahemoglobina es más bajo y el pH en el estómago e intestino es mayor que el de los adultos. Un pH mayor promueve la actividad bacteriana que conlleva a una reducción de nitrato a nitrito. Esta enfermedad se conoce como Cianosis Infantil o Síndrome del Bebé Azul (Keeney y Follett 1991; Keeney y Hatfield 2001; Brunato *et al.* 2003; Burkholder *et al.* 2004). En los Estados Unidos, el nivel máximo

permitido en el agua para consumo humano es de 10 mg/l de NO₃-N y fue establecido en 1977 como un resguardo contra la metahemoglobinemia infantil (Kee-ney y Follett 1991).

EL NITRÓGENO EN EL GANADO DE LECHE

Las proteínas son las macromoléculas más abundantes presentes en todas las células y en todos sus componentes. Se encuentran en gran variedad de formas, tipos y tamaños. Exhiben además una gran diversidad de funciones biológicas. Lo curioso es que simples unidades proveen la estructura de estas importantes moléculas. Todas las proteínas, desde la más simple hasta la más compleja, están formadas por diferente número y combinaciones de un grupo de 20 aminoácidos, los cuáles poseen en su estructura al menos un átomo de nitrógeno (Nelson y Cox 2000).

A la proteína de la dieta generalmente se le refiere como proteína cruda, la cual para las materias primas y alimentos se define como el contenido de nitrógeno multiplicado por 6,25; basado en la presunción de que el contenido de nitrógeno en los ingredientes es de 16 gramos por cada 100 gramos de proteína (NRC 2001).

Los requerimientos de proteína varían dramáticamente entre edades y especies. Los animales requieren proteína para mantenimiento y producción (preñez, crecimiento y lactación). Además, los microorganismos presentes en el rumen requieren también N para su crecimiento.

El NRC en su última publicación (2001) incorporó la proteína metabolizable como una forma más precisa para estimar los requerimientos proteicos de los rumiantes y la define como la proteína verdadera que es digerida posterior al rumen y los aminoácidos absorbidos en el intestino. La proteína cruda microbial sintetizada en el rumen, la proteína cruda del alimento no degradada en el rumen y la proteína cruda endógena, contribuyen al paso de la proteína metabolizable al intestino delgado. En el Cuadro 1 se presentan los requerimientos de proteína metabolizable para diferentes niveles de producción láctea y concentración de proteína cruda.

Durante la fermentación de los alimentos en el rumen, el N suplido en exceso de lo requerido por los animales es excretado principalmente como urea en la orina. La urea en la orina es rápidamente convertida a amoníaco por actividad de la ureasa en el medio (Taminga 1992), con las consecuencias ambientales negativas que han sido descritas anteriormente.

Cuadro 1. Requerimientos de proteína metabolizable (g/día) para vacas de leche con diferentes niveles de producción y contenidos de proteína cruda (NRC 2001). Costa Rica. 2004.

Producción láctea (kg/día)	Nivel de proteína cruda en la leche (%)					
	2,9	3,0	3,1	3,2	3,3	3,4
8	322,03	333,13	344,24	355,34	366,45	377,55
10	402,54	416,42	430,30	444,18	458,06	471,94
12	483,04	499,70	516,36	533,01	549,67	566,33
14	563,55	582,99	602,42	621,85	641,28	660,72
16	644,06	666,27	688,48	710,69	732,90	755,10
18	724,57	749,55	774,54	799,52	824,51	849,49
20	805,07	832,84	860,60	888,36	916,12	943,88
22	885,58	916,12	946,66	977,19	1007,73	1038,27
24	966,09	999,40	1032,72	1066,03	1099,34	1132,66
26	1046,60	1082,69	1118,78	1154,87	1190,96	1227,04
28	1127,10	1165,97	1204,84	1243,70	1282,57	1321,43
30	1207,61	1249,25	1290,90	1332,54	1374,18	1415,82
32	1288,12	1332,54	1376,96	1421,37	1465,79	1510,21
34	1368,63	1415,82	1463,01	1510,21	1557,40	1604,60
36	1449,13	1499,10	1549,07	1599,04	1649,01	1698,99
38	1529,64	1582,39	1635,13	1687,88	1740,63	1793,37
40	1610,15	1665,67	1721,19	1776,72	1832,24	1887,76
45	1811,42	1873,88	1936,34	1998,81	2061,27	2123,73
50	2012,69	2082,09	2151,49	2220,90	2290,30	2359,70
55	2213,96	2290,30	2366,64	2442,99	2519,33	2595,67
60	2415,22	2498,51	2581,79	2665,07	2748,36	2831,64

La cantidad de nitrógeno excretado dependerá del consumo de materia seca, la concentración proteica y la digestibilidad de la dieta. Experimentos que miden la excreción del nitrógeno con concentraciones variables de este elemento en la ración, confirman que la excreción total de nitrógeno se puede predecir bastante bien al sustraer el contenido de nitrógeno en la leche de aquel consumido en la dieta (Van Horn *et al.* 1994). Así por ejemplo, una vaca que consume 21 kilogramos de materia seca con un contenido de proteína cruda de 16% y además produce 25 kilogramos de leche por día con 3,2% de proteína cruda, excretará 15,90 gramos de nitrógeno, basado en la siguiente ecuación:

$$N \text{ excretado (g/d)} = \frac{(\text{kg MS} \times \% \text{ PC} \times 6,25) - (\text{kg leche} \times \% \text{ PCL} \times 6,38^a)}{100}$$

Donde:

N excretado: Nitrógeno total excretado en heces y orina (g/día).

Kg MS: Cantidad de materia seca consumida (kg/día).

% PC: Porcentaje de proteína cruda en la dieta.

% PCL: Porcentaje de proteína cruda en la leche.

^a 6,38: El contenido de nitrógeno en la leche es de aproximadamente 15,67 gramos por cada 100 gramos de proteína (Moorby y Theobald 1999).

Además de los efectos ambientales negativos, otro problema concerniente con el exceso de nitrógeno en el ganado de leche es el relacionado con aspectos reproductivos. Jordan *et al.* (1983) por ejemplo, observaron que la viabilidad del óvulo y los espermatozoides se redujo cuando se daban excesos de proteína en la dieta. Por otra parte, diversos estudios han reportado bajas tasas de concepción en vacas con altos niveles de urea en la sangre (Elrod y Butler 1993; Ferguson *et al.* 1993; Butler *et al.* 1995). Roseler *et al.* (1993) determinaron que la concentración de urea en la leche es proporcional a la concentración de urea en la sangre, por lo que un alto nivel de urea en la leche, será indicativo de que los animales están siendo alimentados con niveles excesivos de proteína y por lo tanto la concentración de nitrógeno en heces y orina será mayor que aquel cuando se ofrecen dietas con niveles adecuados de este nutriente.

Estrategias para reducir la excreción de nitrógeno

La conservación de nitrógeno en la producción animal debe comenzar mejorando la eficiencia en el utilización de nitrógeno por parte de los animales. Si se considera que solamente de 20 a 30% del nitrógeno en la dieta es incorporado al nitrógeno de la leche (Moorby y Theobald 1999), la primera estrategia para reducir la excreción de N, es eliminar la proteína dietaria en exceso de los requerimientos (Wu *et al.* 2001). Mulligan *et al.* (2004) observaron relaciones lineales positivas significativas entre el consumo de nitrógeno y el nitrógeno excretado en orina, heces y leche (Figura 2). Igualmente Wu y Satter (2000) demostraron que al reducir el

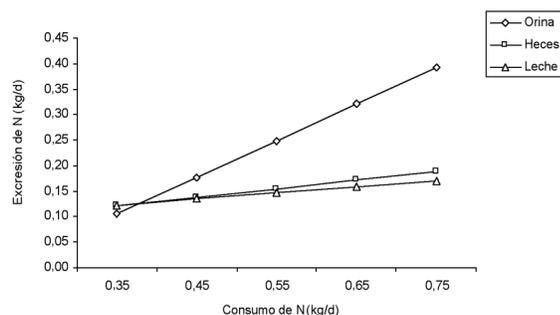


Figura 2. Patrón de excreción de nitrógeno en orina, heces y leche al variar el consumo de nitrógeno (Mulligan *et al.* 2004).

contenido proteico de la ración, se redujo la excreción total y urinaria de nitrógeno. La segunda estrategia inmediata en mejorar la productividad animal. Conforme se produce más leche por animal, los requerimientos de proteína para mantenimiento se diluyen, es decir, la leche se puede producir con menor cantidad de nitrógeno consumido y excretado (Rotz 2004).

Otros estudios han investigado una serie de aditivos y estrategias alimenticias para reducir la volatilización de amoníaco (McCrary y Hobbs 2001). De acuerdo a su modo de acción, dichos aditivos se pueden clasificar en: digestivos, acidificantes, adsorbentes, inhibidores de ureasa y saponinas. En un ensayo Lefcourt y Meisinger (2001) determinaron que la adición de 6,25% de zeolita (un tipo de material parental) o 2,5% de alum (Sulfato de aluminio; actúa como agente acidificante y agente ligante de P) al estiércol de ganado bovino, redujo la emisión de amoníaco en 50 y 60% respectivamente. El tratamiento con alum disminuyó la emisión de amoníaco al reducir el pH del estiércol a 5 o menos, mientras que la zeolita, siendo un medio de intercambio catiónico, adsorbió el amonio y redujo la concentración de éste en disolución.

En otro ensayo, Varel *et al.* (1999) concluyeron que el uso de inhibidores de ureasa controla las emisiones de amoníaco del estiércol bovino y que por lo tanto el uso de estos compuestos ayuda a prevenir el deterioro ambiental causado por este gas.

Por su parte, Burkholder *et al.* (2004) encontraron que alterando la fuente de almidones de la dieta para mejorar la digestibilidad de los nutrientes se podría reducir la excreción de nitrógeno en el estiércol y por lo tanto la emisión de amoníaco.

BALANCE DEL NITRÓGENO

En la Figura 3, se muestra de forma general, el flujo de nitrógeno en un sistema ganadero. El nitrógeno ingresa al sistema como productos comprados: fertilizantes, alimentos balanceados, suplementos proteicos, animales, etc. Estas entradas son el origen de todo el nitrógeno requerido para la producción animal y de forraje.

Existe dentro de los límites de la finca una serie de procesos microbiales que regulan las formas y flujos dentro del suelo. Luego hay una serie de interacciones entre el ambiente, el manejo y el impacto de los animales. Estos últimos modifican las características fisiológicas y de consumo de nutrientes del forraje debido al pastoreo y por lo tanto reducen lo que podría ser una gran fuente de salida de nitrógeno del sistema. También afectan las características físicas del suelo debido

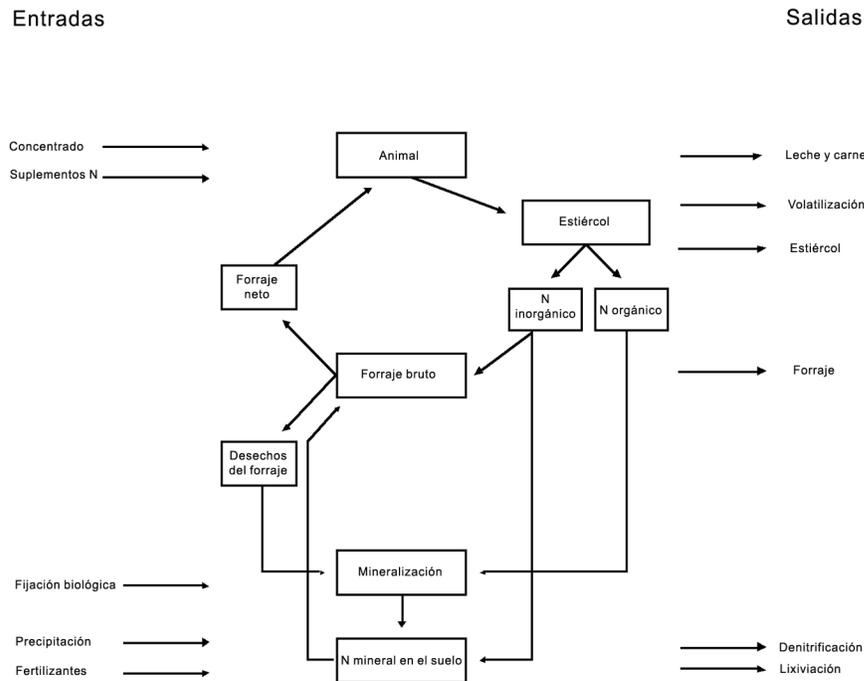


Figura 3. Flujo del nitrógeno en un sistema ganadero de leche. Costa Rica, 2004.

al pisoteo. Sin embargo, el mayor efecto es a través del retorno de excretas, ya sea directamente en la pastura o después del almacenaje. Las cantidades de N directamente recicladas son considerables. El reciclaje de excretas durante el pastoreo también impone un alto grado de heterogeneidad a un sistema de por sí heterogéneo. El N del estiércol es reciclado, al menos en parte, para la producción de forraje o algún otro cultivo que se tenga en la finca. El N en el forraje es entonces reciclado como alimento para los animales.

El N sale del sistema preferiblemente como salidas esperadas, lo que incluye animales, leche, estiércol y posiblemente forraje o alguna cosecha. Alguna cantidad sale del sistema como pérdidas al ambiente hacia aguas superficiales, aguas subterráneas o hacia el aire, en los procesos de volatilización, denitrificación y lixiviación explicados anteriormente.

El balance es la diferencia entre las entradas y las salidas esperadas. Los sistemas ganaderos con un desbalance significativo, donde las entradas son mayores que las salidas, están concentrando nutrientes resultando en un riesgo para la calidad del agua y el aire. En contraste, sistemas que han alcanzado un balance, representan un sistema de producción potencialmente sustentable (Hart *et al.* 1997).

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El nitrógeno es un nutriente muy importante para la producción de cultivos y la alimentación del ganado de leche, pero también puede ser un contaminante del aire y del agua.

El estiércol es una excelente fuente de nutrientes. Los suelos que regularmente reciben estiércol, requieren menos fertilizante químico, tienen mayor contenido de materia orgánica, experimentan menor escorrentía y erosión y además presentan mejores condiciones físicas y biológicas que aquellos que no lo reciben.

Los sistemas productivos ganaderos deben mantener un balance entre los nutrientes que llegan a la finca como el alimento, fertilizante, suplementos proteícos y aquellos que salen de la finca como animales, cosechas, leche y otros derivados. Un exceso de nutrientes ingresando a la finca puede resultar en una acumulación, lo que representa una amenaza latente para el ambiente.

Eliminar el exceso de N en la dieta es la forma más significativa de reducir la concentración de este elemento en el estiércol y esto se puede lograr con una formulación más precisa de las raciones.

Con base en todo lo anterior, existe la necesidad de desarrollar e implementar estrategias para mejorar el balance del nitrógeno en las fincas y mantener la productividad animal mientras se minimiza el efecto del nitrógeno del estiércol sobre la calidad del agua y el aire. Llevar a cabo investigaciones que permitan cuantificar el flujo del nitrógeno en estos sistemas, permitirá prevenir o detener el deterioro ambiental que se ha presentado en otros lugares del mundo.

LITERATURA CITADA

- AVNIMELECH, Y. 1986. Organic residues in modern agriculture. *In: Chen, Y.; Avnimelech, Y. eds. The role of organic matter in modern agriculture.* Martinus Nijhoff Publishers. The Netherlands. p. 1-10.
- BEEGLE, D. 2004. Notas del curso "Nutrient management in agricultural systems (An Sc 418)". Department of Dairy and Animal Science. Penn State University. State College, PA. U.S.A.
- BROADBENT, F. 1986. Effects of organic matter on nitrogen and phosphorus supply to plants. *In: Chen, Y.; Avnimelech, Y. eds. The role of organic matter in modern agriculture.* Martinus Nijhoff Publishers. The Netherlands. p. 13-27.
- BURKHOLDER, K.; GUYTON, A.; MCKINNEY, J.; KNOWLTON, K. 2004. The effect of steam flaked or dry ground corn and supplemental phytic acid on nitrogen partitioning in lactating dairy cows and ammonia emission from manure. *Journal of Dairy Science* (87): 2546-2553.
- BUTLER, W.; CALAMAN, J.; BEAM, S. 1995. Plasma and milk urea nitrogen in relation to pregnancy rate in lactating dairy cattle. *Journal of Animal Science* (74): 858-865.
- BRUNATO, F.; GARZIERA, M.; BRIGUGLIO, E. 2003. A severe methaemoglobinemia induced by nitrates: a case report. *European Journal of Emergency Medicine* 10(4): 326-330.
- DIAZ, R. 2001. Overview of hypoxia around the world. *Journal of Environmental Quality* (30): 275-281.
- ELROD, C.; BUTLER, W. 1993. Reduction of fertility and alteration of uterine pH in heifers fed excess ruminally degradable protein. *Journal of Animal Science* (71): 694-701.
- ENGELS, C.; MARSCHENR, H. 1995. Plant uptake and utilization of nitrogen. *In: Bacon, P. ed. Nitrogen fertilization in the environment.* Marcel Dekker, Inc. N.Y. U.S.A. p. 41-81.
- FENTON, G.; HELYAR, K. 2000. Soil acidification. *In: Charman, P.; Murphy, B. ed. Soils: Their properties and management.* 2 ed. Oxford University Press. New York, U.S.A. p. 223-237.
- FERGUSON, J.; GALLIGAN, D.; BLANCHARD, T.; REEVES, M. 1993. Serum urea nitrogen and conception rate: the usefulness of test information. *Journal of Dairy Science* (76): 3742-3746.
- FOLLETT, R. 2001. Nitrogen transformation and transport processes. *In: Follett, R.; Hatfield, J. eds. Nitrogen in the environment: Sources, problems and management.* Elsevier Science, The Netherlands. p. 17-44.
- HART, J.; MARX, E.; CHRISTENSEN, N.; MOORE, J. 1997. Nutrient management strategies. *Journal of Dairy Science* (80): 2659-2666.
- JARVIS, S.; SCHOLEFIELD, D.; PAIN, B. 1995. Nitrogen cycling in grazing systems. *In: Bacon, P. ed. Nitrogen fertilization in the environment.* Marcel Dekker, Inc. N.Y. USA. p. 381-419.
- JORDAN, E.; CHAPMAN, T.; HOLTAN, D.; SWANSON, L. 1983. Relationship of dietary crude protein to composition of uterine secretions and blood in high producing dairy cows. *Journal of Dairy Science* (66): 1854-1862.
- KEENEY, D.; FOLLETT, R. 1991. Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability: Overview and introduction. *In: Follett, R.; Keeney, D.; Cruse, R. eds. Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability.* Soil Science Society of America, Inc. Wisconsin, USA. p. 1-17.
- KEENEY, D.; HATFIELD, J. 2001. The nitrogen cycle, historical perspective and current, and potential future concerns. *In: Follett, R.; Hatfield, J. eds. Nitrogen in the environment: Sources, problems and management.* Elsevier Science, The Netherlands. p. 3-6.
- LEFTCOURT, A.; MEISINGER, J. 2001. Effect of adding alum or zeolite to dairy slurry on ammonia volatilization and chemical composition. *Journal of Dairy Science* (84): 1814-1821.
- MCCRORY, D.; HOBBS, P. 2001. Additives to reduce ammonia and odor emissions from livestock wastes: a review. *Journal of Environmental Quality* (30): 345-355.

- MOORBY, J.; THEOBALD, V. 1999. The effect of duodenal ammonia infusions on milk production and nitrogen balance of the dairy cow. *Journal of Dairy Science* (82): 2440-2442.
- MULLIGAN, F.; DILLON, P.; CALLAN, J.; RATH, M.; O'MARA, F. 2004. Supplementary concentrate type affects nitrogen excretion of grazing dairy cows. *Journal of Dairy Science* (87): 3451-3460.
- NADELHOFFER, K. 2001. The impacts of nitrogen deposition on forest ecosystems. *In*: Chen, Y.; Avnimelech, Y. eds. *The role of organic matter in modern agriculture*. Martinus Nijhoff Publishers. The Netherlands. p. 311-331.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC). 2001. *Nutrient requirements of Dairy Cattle*. 7 rev. ed. Natl. Acad. Sci., Washington, DC. 382 p.
- NELSON, C. 1999. Managing nutrients across regions of the United States. *Journal of Dairy Science* 82 (Suppl. 2): 90-100.
- NELSON, D.; COX, M. 2000. *Lehninger principles of biochemistry*. 3rd edition. Worth Publishers. New York, U.S.A. 1152 p.
- OENEMA, O.; BANNINK, A.; SOMMER, S.; VELTHOF, G. 2001. Gaseous nitrogen emissions from livestock farming systems. *In*: Chen, Y.; Avnimelech, Y. eds. *The role of organic matter in modern agriculture*. Martinus Nijhoff Publishers. The Netherlands. p. 255-289.
- ROSELER, D.; FERGUSON, J.; SNIFFEN, C.; HERREMA, J. 1993. Dietary protein degradability effects on plasma and milk urea nitrogen and milk nonprotein nitrogen in Holstein cows. *Journal of Dairy Science* (76): 525-534.
- ROTZ, C. 2004. Management to reduce nitrogen losses in animal production. *Journal of Animal Science* 82(E. Suppl.): E119-E137.
- TAMINGA, S. 1992. Nutrient management of dairy cows as a contribution to pollution control. *Journal of Dairy Science* (75):345-357.
- TISDALE, S.; NELSON, W.; BEATON, J.; HAVLIN, J. 1993. *Soil fertility and fertilizers*. 5 ed. Macmillan Publishing Company. New York, U.S.A. 634 p.
- VAN, J.; REEVES, J. 2000. On farm quick tests for estimating nitrogen in dairy manure. *Journal of Dairy Science* (83): 1837-1844.
- VAN HORN, H.; WILKIE, W.; POWERS, W. 1994. Components of dairy manure management systems. *Journal of Dairy Science* (87): 2158-2166.
- VAREL, V.; NIENABER, J.; FREETLY, H. 1999. Conservation of nitrogen in cattle feedlot waste with urease inhibitors. *Journal of Animal Science* (77): 1162-1168.
- WU, Z.; SATTER, L. 2000. Milk production during the complete lactation of dairy cows fed diets containing different amounts of protein. *Journal of Dairy Science* (83): 1042-1051.
- WU, Z.; TOZER, P.; GROFF, E. 2001. Dietary manipulation to reduce nitrogen excretion by lactating dairy cows. *In*: *Proceedings Paper from Penn State's 2001 Dairy Cattle Nutrition Workshop*-November 6-7.