

EMISIONES ANTROPOGÉNICAS DE AMONIACO, NITRATOS Y ÓXIDO NITROSO: COMPUESTOS NITROGENADOS QUE AFECTAN EL MEDIO AMBIENTE EN EL SECTOR AGROPECUARIO COLOMBIANO

J. E. Garzón¹, E. A. Cárdenas¹*

Artículo recibido: 14 de febrero de 2011; aprobado: 22 de julio de 2013

RESUMEN

El cambio climático es un fenómeno global actual que posee diversas causas, tales como el incremento antropogénico en las emisiones de gases de efecto invernadero y su influencia en el planeta. El óxido nitroso (N_2O) es un gas con un potencial de calentamiento 298 veces mayor que el CO_2 ; es emitido por diversos sectores económicos, entre ellos la agricultura y la ganadería por el empleo de fertilizantes nitrogenados. Este uso no incrementa únicamente las emisiones de N_2O , sino que afecta todos los eslabones del ciclo del nitrógeno, siendo importante reconocer las interacciones entre sus reacciones (amonificación, nitrificación, denitrificación, etc.) para comprender los efectos sobre la lixiviación de nitratos, volatilización de amoníaco y emisiones de N_2O , tres compuestos naturales que afectan el medio ambiente. En Colombia, el IDEAM reportó que en 2004 el sector agropecuario nacional produjo 94,91 gigagramos (Gg) de N_2O , pues los sistemas de producción agrícolas y bovinos utilizan altas cantidades de fertilizantes nitrogenados con bajos índices de asimilación. Por ello adquiere importancia implementar buenas prácticas que midan y mitiguen estas emisiones en campo, buscando mayor eficiencia en la transformación de componentes nitrogenados dentro del sistema. En este artículo se enfatiza un manejo adecuado del suelo y la utilización de inhibidores de nitrificación naturales (presentes en algunas plantas tropicales) o químicos, como la nitrapyrina, DCD y NBPT (este último como inhibidor de la amonificación), observando su forma de acción y medición, su efecto mitigador y los incrementos productivos. La presente es una revisión bibliográfica que aborda la problemática ambiental de la ganadería bovina.

Palabras clave: cambio climático, óxido nitroso, amoníaco, nitratos, mitigación.

ANTHROPOGENIC EMISSIONS OF AMMONIA, NITRATES AND NITROUS OXIDE: NITROGEN COMPOUNDS THAT AFFECT THE ENVIRONMENT IN THE COLOMBIAN AGRICULTURAL SECTOR

ABSTRACT

Climate change is a global effect currently present with several causes, such as the increased of anthropogenic emissions of greenhouse gases and its influence on the planet. Nitrous oxide (N_2O) is a gas with a global warming potential 298 times greater than

¹ Departamento de Producción Animal, Facultad de Medicina Veterinaria y de Zootecnia, Universidad Nacional de Colombia. Cr. 45 nro. 26-85, Bogotá (Colombia)

* Autor para correspondencia: jegarzona@unal.edu.co

CO₂, which comes of many sectors, one of them is the agriculture and livestock through the use of nitrogen fertilizers. This use not only increases N₂O emissions, its affects all stages of the nitrogen cycle, being important to observe the interactions between their reactions (ammonification, nitrification, denitrification etc.) to understand the effects over nitrate leaching, ammonia volatilization and N₂O emissions, three natural chemicals that affect the environment. In Colombia, IDEAM reports that for 2004, the national agricultural sector produced 94.91 Gg of N₂O, knowing the agricultural and livestock productions use high quantities of nitrogen fertilizers, with low assimilation rates. Therefore, some adaptable practices and methodologies become important to measure and mitigate these emissions in the field, seeking greater efficiency in the transformation of nitrogen components in the system, being reviewed on this paper the appropriate land management or implementation of natural nitrification inhibitors (present in some tropical plants) or chemical inhibitors, such as nitrapyrina, DCD and NBPT (as an ammonification inhibitor). This is a literature review that approaches the environmental problems of livestock.

Key words: climatic change, nitrous oxide, ammonia, nitrates, mitigation.

CAMBIO CLIMÁTICO: CAUSAS Y EFECTOS

El cambio climático es un proceso inequívoco que está sucediendo en la tierra; el IPCC (Intergovernmental Panel of Climatic Change) lo define como “la afectación en el estado del clima, que puede ser identificado por alteraciones en la media o variabilidad de sus propiedades y que persiste por un periodo largo, generalmente décadas o más” (Pachauri y Reisinger 2007).

Este efecto ambiental se ha demostrado a través de algunos hechos verificables, como el incremento de la temperatura media global en 0,13°C cada década y sus consecuencias: incremento del nivel del mar, reducción de las capas polares y mayor incidencia de temperaturas extremas (Pachauri y Reisinger 2007)

El efecto invernadero siempre ha sido un proceso natural en la Tierra que permite mantener temperaturas semi-constantes en la atmósfera, promoviendo condiciones ambientales relativamente estables para el desarrollo de la vida. Sin embargo, la inter-

vención antropogénica ha incrementado las concentraciones de los gases de efecto invernadero (GEI) con el paso del tiempo, acumulando el calor producido por los rayos solares contenidos por la atmósfera. La agricultura mundial aportó en 2004 el 13,5% de emisiones totales de GEI (Pachauri y Reisinger 2007), ocupando el cuarto puesto como sector de mayores emisiones, antecedido por los sectores energético (25,9%), industrial (19,4%) y silvícola (17,4%).

El dióxido de carbono (CO₂), el gas metano (CH₄) y el óxido nitroso (N₂O) han sido identificados como los principales gases causantes del calentamiento en el planeta, debido a su contribución en la emisión mundial y al efecto que tienen en el medio ambiente. El dióxido de carbono es el GEI de mayor importancia antropogénica debido a su alta producción. En el periodo comprendido entre 1970 y 2004, sus emisiones se incrementaron en un 80%, pasando de 21 a 38 Gt (gigatoneladas)² en

² 1 gigatonelada o gigatón (Gt) = 1.000.000.000 ó 1 x 10⁹ toneladas.

la atmósfera, representando el 77% de emisiones antropogénicas totales de GEI para ese año. Actualmente el CO₂ es empleado como unidad de referencia en la medición de los potenciales de calentamiento de los otros gases (CO₂-eq, dióxido de carbono equivalente).

Por su parte, las concentraciones atmosféricas del CH₄ han incrementado sus concentraciones atmosféricas desde la revolución industrial, pasando de 715 a 1732 ppb³ en la década de los 90 y a 1775 ppb en 2005 (Solomon *et al.* 2007); tiene una contribución relativa estimada del 20% de las emisiones antropogénicas totales (Mora 2001) y una molécula de metano tiene el potencial de calentamiento de 25 moléculas de dióxido de carbono en un periodo de 100 años.

EL ÓXIDO NITROSO COMO GAS DE EFECTO INVERNADERO

Las concentraciones de óxido nitroso en el ambiente se han incrementado desde la época pre-industrial hasta la actualidad, pasando de 270 a 315 ppb en 2007. Una molécula de este gas tiene un potencial de calentamiento de 298 veces que una de dióxido de carbono en un periodo de 100 años (Solomon *et al.* 2007). Se ha estimado que alrededor de 1,5 teragramos⁴ de nitrógeno son inyectados directamente a la atmósfera cada año bajo la forma de óxido nitroso, en donde las aplicaciones de fertilizantes a ecosistemas agrícolas (sin tener en cuenta abonos animales ni fijación biológica de nitrógeno) representa un 15,8% de estas emisiones (Ciampitti *et al.* 2005).

Emisiones de componentes nitrogenados en campo

Durante el ciclo del nitrógeno se generan normalmente varios compuestos que coexisten en equilibrio con el medio ambiente (Figura 1). Al igual que sucede con el efecto invernadero, sus concentraciones en la atmósfera y el suelo siempre han existido; no obstante, durante las últimas décadas el hombre ha incrementado las entradas de nitrógeno en el sistema a través de la fertilización, resultando en una mayor cantidad de este elemento transformándose en el suelo, lo que conlleva al consecuente aumento de las emisiones de nitratos en el suelo, y amoníaco y óxido nitroso a la atmósfera (Orozco 1999).

La fertilización nitrogenada se refiere principalmente a la aplicación de urea o sulfato de amonio al suelo, donde son transformados por bacterias asimiladoras de nitrógeno diseminadas en él (*Azobacter*, *Azospirillum*), géneros que transforman estos compuestos en amonio (NH₄⁺) (Vallero *et al.* 2007). En el caso de grandes compuestos nitrogenados (como materia orgánica), estos son transformados a aminoácidos a través de la aminificación y luego a NH₄⁺ por medio de la amonificación; plantas, hongos y *Archaeas* también intervienen en estos procesos (Baggs 2011). A su vez, el NH₄⁺ es oxidado a nitritos (NO₂⁻) y posteriormente a nitratos (NO₃⁻), por medio del proceso de la nitrificación, la cual puede ser realizada por bacterias autótrofas y hongos heterótrofos (Odu y Adeoye 1970). Este último proceso se lleva a cabo en tres etapas: 1) Ejecutada por bacterias del género *Nitrosomona* y consiste en la oxidación del NH₄⁺ a hidroxilamina

³ ppb = parte por billón.

⁴ Teragramo = Megatón = 1.000.000 toneladas

(NH_2OH) a través de la enzima amonio-monooxigenasa, denominado ruta AMO.

2) Las bacterias del género *Nitrospira* o *Nitrosococcus* toman la hidroxilamina y la oxidan a nitrito, por medio de la enzima hidroxilamina-oxidoreductasa, conocida como ruta HAO. 3) Por último, las bacterias del género *Nitrobacter* oxidan el nitrito a nitrato a través de la enzima nitrito-oxidoreductasa, siendo esta una forma nitrogenada soluble de fácil absorción por las plantas (Orozco 1999; Subbarao *et al.* 2006).

Por medio de los nitratos y el amonio, las plantas obtienen el nitrógeno necesario para sus ciclos vitales; pero, debido al incremento en el afluente de nitrógeno en el suelo por la fertilización, la cantidad de nitratos transformada en el ciclo supera lo que las plantas pueden aprovechar, pudiéndose lixiviar por aguas subterráneas y terminando en pozos de agua, lo cual genera eutrofización (Orozco 1999).

Con el incremento en las entradas de nitrógeno al sistema se produce una mayor volatilización de amoníaco a la atmósfera; este gas, aunque no tiene un efecto invernadero, puede adoptar diversas formas, actuando como un precursor del óxido nitroso (N_2O) y de óxido nítrico (NO), el cual puede reaccionar en la estratosfera debilitando la capa de ozono, para caer finalmente al suelo en forma de ácido nítrico (HNO_3) (componente de la lluvia ácida) (Sanhueza 1982; Cárdenas 2003).

Al haber condiciones anaeróbicas en el suelo, el nitrato que no se lixivía o absorbe por las plantas se transforma en nitrógeno atmosférico (N_2) por medio de la denitrificación, realizada por bacterias del género *Nitrosoma*, *Pseudomonas* y *Nitrobacter* (Mora *et al.* 2007), las cuales pueden usar el nitrato en lugar al oxígeno como un aceptador de electrones en sus

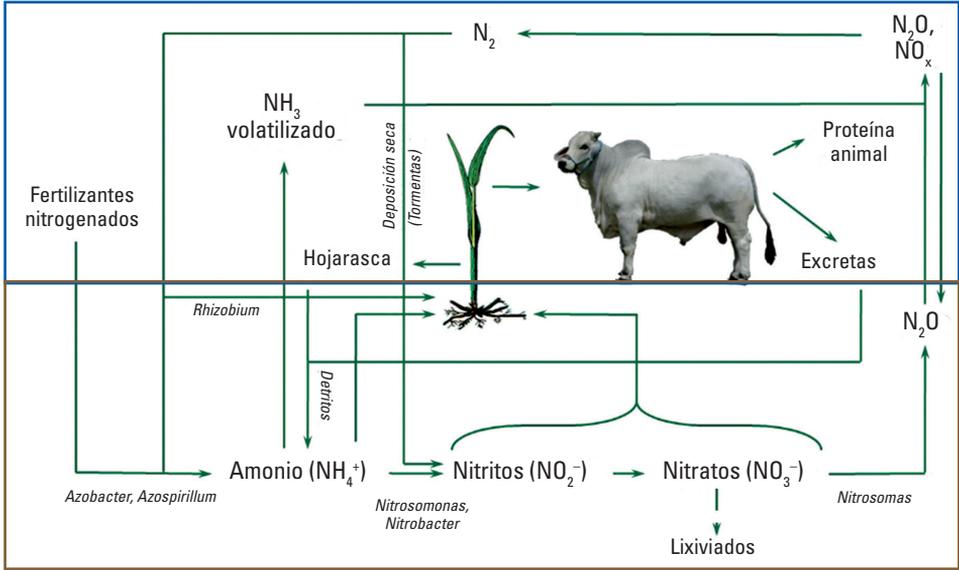
procesos de respiración, generando N_2O como un eslabón obligado en el proceso químico (Singh 2007). Estos gases se incorporan en la atmósfera como parte del ciclo natural.

Nuevas investigaciones han descubierto otros procesos bioquímicos dentro del ciclo del nitrógeno que muestran interacciones hasta ahora desconocidas entre poblaciones microbiales; entre estos procesos se encuentra la llamada “denitrificación nitrificadora”; realizada por un grupo de bacterias conocido como “oxidadores autotróficos de amonio” y consiste en la oxidación del amonio a nitrito seguido por su reducción a óxido nitroso y nitrógeno atmosférico (Figura 2).

Balances de nitrógeno en los sistemas bovinos

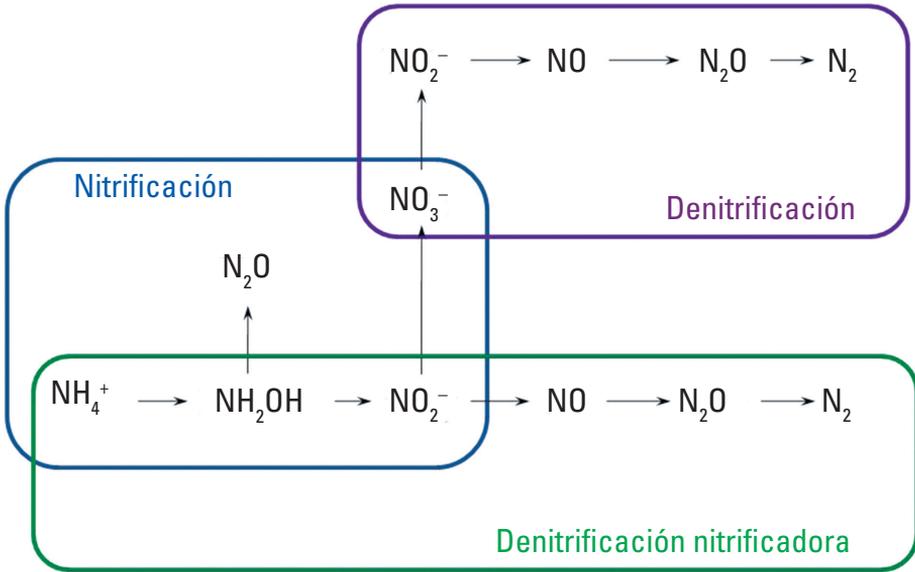
Debido a la transformación continua y natural del nitrógeno en el medio, se han establecido mecanismos y desarrollado proporciones para estimar su consumo y utilización a través del tiempo, los cuales se usan actualmente para la realización de balances de nitrógeno como modelos simulados (Cárdenas 2003; Simpson 1987; Thomas *et al.* 1992). En sistemas de pasturas se conocen los siguientes supuestos:

1. De todo el nitrógeno suministrado al cultivo, sólo el 30% es asimilado por las plantas, mientras que el resto se pierde por volatilización, denitrificación o lixiviación (Bowen y Baethgen 1998; Cárdenas y Panizo 2005; Deenen y Middlekoop 1992).
2. De la pastura disponible, los bovinos consumen el 30% del forraje (dependiendo de la pastura) (Mila 2005).
3. Los bovinos retienen sólo una parte del nitrógeno que consumen, siendo del 5 al 10% en bovinos para carne y



Fuente: Reelaborado a partir de De Klein y Legard 2005 y Subbarao *et al.* 2006.

FIGURA 1. Ciclo del nitrógeno en los sistemas bovinos: obsérvense los procesos que tienen lugar en el suelo y aquellos que ocurren en la atmósfera.



Fuente: Wrage *et al.* 2001.

FIGURA 2. Procesos bioquímicos de nitrificación (azul), denitrificación (violeta) y denitrificación nitrificadora (verde).

- del 20 al 25% para razas lecheras (los excedentes de nitrógeno vuelven al medio a través de las excretas) (Whitehead 1995).
4. Del nitrógeno asimilado por el animal, un 2% se usa para deposición de músculo mientras que, para producción de leche, se usa entre 2 y 2,5% diario (Deenen y Latinga 1994; Whitehead 1995).
 5. El pasto que no fue consumido en potrero emplea el 50% de nitrógeno retenido para la generación de tejidos nuevos y crecimiento (Hutchinson *et al.* 1994; Van der Meer 1996).
 6. Un máximo del 40% del nitrógeno de la pastura no consumida se transforma en hojarasca, la cual lo devolverá nuevamente al suelo.
 7. Las leguminosas forrajeras fijan cerca del 90% de sus requerimientos nitrogenados, mientras el 10% faltante lo toman del suelo (Giller y Wilson 1991; Peoples *et al.* 1995).

Estos balances, aplicados en ganaderías bovinas, se ven modificados según los organismos que intervengan; el flujo de nitrógeno, al igual que la velocidad relativa de entradas y salidas del mismo, cambiarán si el sistema productivo es pastoreo en campo, —ya sea permanente, alterno o rotacional e incluyendo cultivos transitorios con y sin inclusión de leguminosas—; o es en estabulación, en donde los flujos de nitrógeno (dentro de la producción) se guiarán hacia la producción de proteína animal y estiércol. Si se comparan ambos, el primero generará mayores cantidades de N_2O (entre 0 y 2% del nitrógeno suministrado al sistema

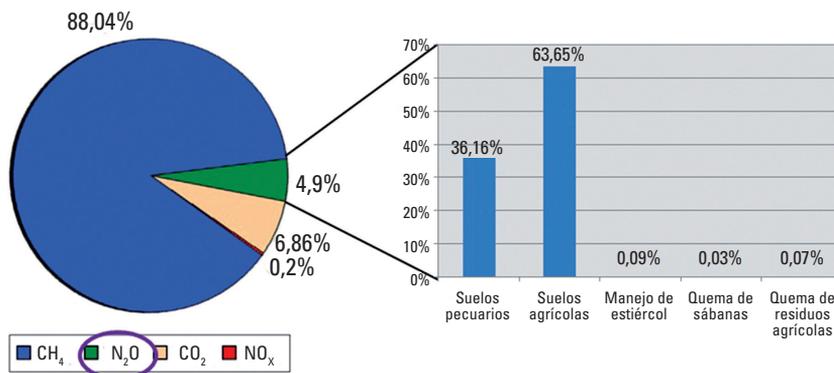
pastoril será eliminado por el estiércol en forma de N_2O , sumado a que las reacciones bioquímicas del suelo transformarán del 1 al 8% del mismo nitrógeno adicionado), al tener mayores etapas de transformación y un flujo más largo a través de la cadena suelo – pastura – animal – excretas. En el sistema estabulado, el flujo del N_2O se centra en la producción de estiércol (de 0 a 2% del nitrógeno en las heces generadas), sin valorar las emisiones por elaboración del concentrado que los animales están consumiendo (Oenema *et al.* 2005).

Situación en Colombia

En Colombia, las emisiones de óxido nitroso fueron contabilizadas por el IDEAM (Nieves y Olarte 2008) siguiendo la metodología determinada por el IPCC en el documento *Directrices para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero* de 1996. Con estos procedimientos se determinó que en 2004, el sector agropecuario colombiano produjo 94,91 Gg⁵ de óxido nitroso (4,9% de las emisiones totales de GEI nacionales), siendo los suelos agropecuarios la fuente principal de emisión; las tierras agrícolas casi doblaron las emisiones de los suelos pecuarios. Los otros emisores catalogados dentro del estudio generaron valores marginales; sin embargo, son tópicos que deben ser objeto de mayor investigación (Figura 3).

Esto demuestra que el sector agropecuario colombiano está emitiendo N_2O en sus campos, lo cual es causado en gran proporción por el uso intensivo de fertilizante nitrogenado, sin conocer los valores o tiempos de asimilación del mismo en el suelo: en promedio se usan entre 50 y 70 kg de nitrógeno por hectárea/pastoreo

⁵ Gigagramo (Gg) = 1.000 toneladas



Fuente: Nieves *et al.* 2008.

FIGURA 3. Emisiones del GEI en el sector agropecuario colombiano en el año de 2004; obsérvense las fuentes de origen de las emisiones de óxido nítrico.

(Cárdenas 2003; Lotero 1993; Mila *et al.* 1992), los cuales, a su vez, ocasionan daño ambiental por emisiones de amoníaco a la atmósfera y lixiviación de nitratos que llegan a los cuerpos de agua. Como resultado del análisis de estos datos, es necesario implementar metodologías que midan estas emisiones a nivel nacional, para tener un diagnóstico con menor incertidumbre que los presentados por el IDEAM en 2004, los cuales se basaron en ecuaciones con valores por defecto calculadas por el IPCC para Latinoamérica (Nieves y Olarte 2008); tal monitoreo debe permitir al país tener una línea base de emisiones con el fin de orientar la investigación en el desarrollo de opciones de mitigación.

VARIABLES Y METODOLOGÍAS PARA LA CONTABILIZACIÓN DE EMISIONES NITROGENADAS EN CAMPO

NH₃ volatilizado

Para medir el amoníaco volátil se cuenta con un sistema de absorción semi-abierto

estático, propuesto por Nomnik (1972) y modificado según condiciones especiales de los experimentos (Aguilar 2009; Cantarella *et al.* 2003; Videla 1994). Este método consiste en atrapar el amoníaco volatilizado por medio de un cilindro que se encuentra perpendicular al suelo, elevado unos 20 a 50 cm del mismo, con uno o dos discos de espuma de polietileno o poliuretano remojados con una mezcla ácida que atrape y estabilice el NH₃ (normalmente de ácido sulfúrico o ácido fosfórico con glicerina); luego de un plazo establecido, estas espumas son llevadas al laboratorio para extraer el amoníaco, a través de destilación, titulación y cálculo de meq⁶.

Lixiviación de nitratos

Para estimar esta variable, la herramienta comúnmente usada es el lisímetro, aparato manufacturado a partir de un tubo de PVC con un diámetro promedio de 30 cm (Humphreys y Edraki 2003) y una longitud entre 30 y 80 cm (Zaman *et al.* 2008; Zaman *et al.* 2009). El cilindro

⁶ meq = miliequivalentes

puede cubrirse internamente con una malla con el fin de evitar la entrada de tierra al tubo; éste posee perforaciones alrededor para que el agua del suelo pueda entrar y almacenarse durante un periodo definido de tiempo; se colocan dos tapas en cada extremo y todo se sella con algún producto que asegure impermeabilidad (como petróleo o vaselina). La tapa de arriba (la cual quedará por encima de la superficie del suelo) tiene otro agujero por el cual, cada cierto tiempo, se conectará una jeringa que permita extraer los lixiviados que el lisímetro haya almacenado, para luego llevarlos al laboratorio y conocer cuánto nitrato posee a través de un analizador de inyección de flujo.

Emisiones de N_2O

El mecanismo más utilizado para la medición de óxido nitroso en campo es la cámara estática de flujo cerrado modificada por Baker *et al.* (2003) y Saggat *et al.* (2012)

y concebida por Mosier en 1989. Trabaja con cámaras metálicas, plásticas o de PVC transparentes, compuestas por una tapa que puede ir sobre un anillo lleno de agua colocado sobre el suelo o sobre una rosca de caucho, procurando siempre generar condiciones impermeables que bloqueen el paso de aire entre el suelo y la tapa. En esta última se abren dos agujeros, uno que contendrá un tapón de caucho y otro que llevará una septa, de la cual se toman las muestras de N_2O con ayuda de una jeringa de polipropileno y una válvula de tres pasos conectada a ella, para asegurar el paso limpio del aire de la cámara a un vial al vacío, para su posterior análisis por cromatografía de gases (Figura 4).

Existe otro método que funciona para coleccionar NH_3 y N_2O en el mismo muestreo. Fue usado por primera vez por Kissel *et al.* (1977) y posteriormente modificado por Singh *et al.* (2004). Trabaja con la misma estructura de la cámara estática, pero la tapa tiene dos agujeros; en uno se

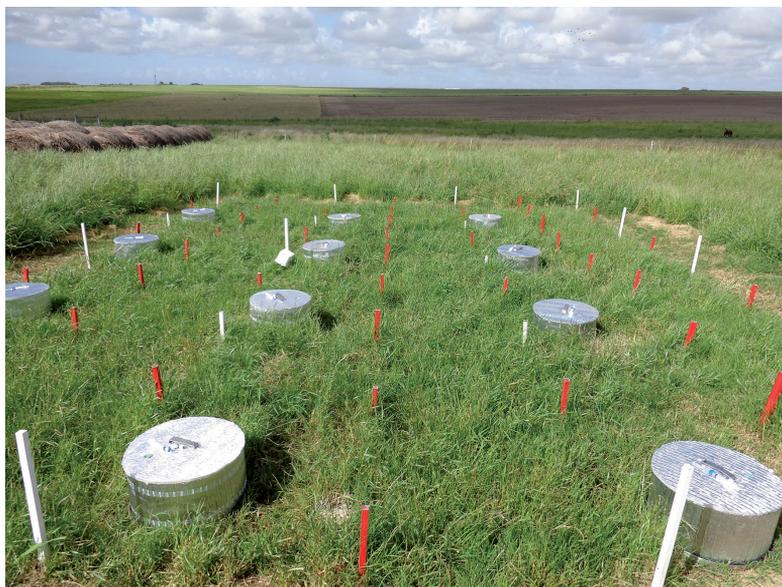


FIGURA 4. Cámaras estáticas de flujo cerrado empleadas en INIA La Estanzuela, Uruguay.

conecta una manguera hacia un compresor, el cual estará liberando aire a 1 litro por minuto para inducir que el amoniaco volatilizado se mueva hacia el otro agujero, transportándolo por otra manguera hacia un recipiente con ácido sulfúrico (50 ml a 0,05 M), atrapándolo e inmovilizándolo, para finalmente llevar la solución a laboratorio para los correspondientes análisis. En la misma tapa se ubica la septa para las mediciones de N_2O .

OPCIONES DE MITIGACIÓN

A nivel mundial se han evaluado diversos métodos para disminuir las emisiones de compuestos nitrogenados en campo que afectan la transformación del nitrógeno en el suelo para mantenerlo disponible para las plantas por más tiempo. Podrían categorizarse en prácticas aplicadas al animal y aplicadas al suelo. En el animal se ha empleado la implementación de sal en la dieta, alimentación con inhibidores de la nitrificación, raciones con proteína y energía balanceada, suplementación con taninos o ácido hipúrico y mejoramiento genético dirigido a la eficiencia de utilización del nitrógeno (Kool *et al.* 2006; Misselbrook *et al.* 2005; Miller *et al.* 2001), mientras que las dirigidas al suelo incluye el uso de fertilizantes nitrogenados con aplicación escalonada e índices deseables de irrigación, aireación y drenaje (Eckard *et al.* 2006; Luo *et al.* 2008). Por otra parte, han surgido otros mecanismos que funcionan como complemento importante a las prácticas anteriormente referidas, por ejemplo, el suministro de cantidades necesarias de energía en la dieta de bovinos a través de pasturas con alta concentración de azúcares solubles (carbohidratos no estructurales, CNE) (Miller *et al.* 2001) o la inhibición de las reacciones químicas que suceden

en el suelo una vez el fertilizante ha sido aplicado, mediante inhibidores biológicos y/o químicos.

Inhibidores biológicos de la nitrificación (IBN)

Estos comenzaron a notarse de manera empírica, al observar que en lotes sembrados con *Brachiaria humidicola* eran poco comunes las malezas (Sylvester-Bradley *et al.* 1988; Subbarao *et al.* 2006); varios investigadores (Ishikawa *et al.* 2003; Subbarao *et al.* 2007a, Subbarao *et al.* 2007b; Subbarao *et al.* 2009a) encontraron que hay ciertos tipos de forrajes cuyas raíces generan productos químicos naturales que inhiben las poblaciones de *Nitrosomonas*, principal bacteria del suelo encargada de realizar el proceso de nitrificación (Subbarao *et al.* 2007a); se trata de una “ralentización” química que permite que los forrajes tengan mayor tiempo para absorber nitrógeno, actuando a su vez como un método alelopático ante otras especies vegetales. Tiempo después se encontraron otros cultivos que también generan IBN (*Melinis minutiflora*, *Panicum maximum*, *Arachis hypogea*, *Andropogon gayanus*, etc.) (Subbarao *et al.* 2006) e incluso se hallaron diferencias intra-especie en el género *Brachiaria* (Fernandes *et al.* 2011). Actualmente, este IBN se ha aislado y nombrado para los braquiarias y los sorgos, denominándose “*brachialactone*” y “*sorgoleone*” respectivamente (Subbarao *et al.* 2009a; Subbarao *et al.* 2009b).

Si bien se han realizado diversos experimentos para comprobar el potencial inhibidor de brachialactone, la mayoría de ellos se han llevado a cabo en laboratorio empleando directamente el químico extraído de las raíces. En Colombia, los estudios en campo están iniciando: uno de ellos fue realizado en Cereté (Bolívar)

(Pastrana *et al.* 2011) y evaluó tres accesiones de *Brachiaria humidicola*, hallando que el mejor genotipo, en términos de producción, fue CIAT 16888, con una producción de biomasa de 2.075 kg MS/ha, altura de 46,9 cm y relación hoja/tallo de 2,51, sin diferencias significativas con el genotipo CIAT 679 pero sí con el genotipo CIAT 26159; las emisiones de N₂O fueron más inhibidas con CIAT 679, generando 88,2 µg/m² menos que CIAT 26759 y 305,5 µg/m² menos que CIAT 16888, viéndose una correlación entre el crecimiento del pasto y el flujo emitido.

Inhibidores químicos de la nitrificación

Han sido estudiados cerca de 64 compuestos químicos que tienen efecto bacteriostático sobre las poblaciones de microorganismos encargadas de la amonificación y la nitrificación; de ellos solo tres han presentado resultados notables y aceptación por parte del productor, principalmente por razones de costos y eficiencia: la Nitrapirina (2 – Cloro – 6 (triclorometil) – piridina), la Diciandiamina (DCD) y el Tiofosfato de N – n – butiltriamida (NBPT) como inhibidor de la ureasa (Subbarao *et al.* 2006).

La Nitrapirina ha dado excelentes resultados inhibiendo las emisiones de N₂O en campo, como los reportados por Chen *et al.* (2010), que, en condiciones de laboratorio en Australia, mostró una inhibición promedio del 90% de N₂O en diferentes condiciones de temperatura y humedad de suelo. Es comercialmente conocida como N-Serve®. El inconveniente de este químico es que demanda un manejo complejo debido a su alta volatilidad, tanto así, que requiere maquinaria especial para ser aplicado en el suelo, además de tener una alta retención por las arcillas y

resultar corrosivo, explosivo y tóxico para las plantas con un manejo inadecuado (Singh 2007).

La diciandiamida (C₂H₄N₄) (DCD) es un compuesto soluble en agua, no volátil y con un efecto bacteriostático específico para el género *Nitrosomonas*, con el cual las bacterias no resultan muertas, sino que interfiere con la citocromo-oxidasa en el sistema de transporte de electrones en la respiración de las mismas (Serna *et al.* 1995), generando una ralentización de sus procesos metabólicos (Subbarao *et al.* 2006); comercialmente se conoce como Eco-N®.

Es un químico ampliamente estudiado por su efecto como inhibidor de la nitrificación, demostrando efectos en la reducción de emisiones de N₂O en campo que van desde un 40% (Qiu *et al.* 2010) hasta un 70% a menos de 12°C de temperatura ambiental (Di *et al.* 2007a). Por otra parte, al permitir un mayor control en la transformación del ión amonio a nitritos y nitratos, la DCD también posee efectos en la lixiviación de nitratos, disminuyéndola desde un 18% en primavera hasta un 56% en otoño (Zaman *et al.* 2009) o un 63% entre otoño y primavera (Di y Cameron 2007b), siendo ambos experimentos realizados en Nueva Zelanda en una pradera de *Lolium perenne* con *Trifolium repens*, usando orina como aporte nitrogenado y DCD como inhibidor (10 kg/ha).

Estos resultados demuestran que el efecto de la DCD se ve afectado por condiciones medioambientales. Debido a su solubilidad al agua, en suelos con alta precipitación el inhibidor presenta un efecto menor; Luo *et al.* (2010) lo comprobaron al mostrar que en un suelo neozelandés con precipitación media (1.100 mm/año), el porcentaje de inhibición fue del 35%, mayor en comparación con un suelo con

precipitación alta (2.200 mm/año), con un 18% de inhibición, trabajando los mismos tratamientos durante el experimento (control, orina y orina + DCD). Por otra parte, el efecto de la DCD también se ve modificado por la temperatura ambiental; Kelliher *et al.* (2008), a través de análisis de datos, observó que a mayor temperatura (con incrementos de 2 a 4°C, llegando a un máximo de 15,7°C), la vida útil promedio del inhibidor se reducía 46 días; Por su parte, Puttanna *et al.* (1999) mostró que, en condiciones de laboratorio, a 30°C la DCD reducía su efecto inhibitorio un 14%. Todo esto permite concluir que el uso de este químico es recomendable para climas fríos.

Al inhibir la nitrificación, la DCD promueve una acumulación de amonio (NH_3) en el suelo, el cual puede volatilizarse; las primeras investigaciones de este fenómeno fueron realizadas en laboratorio por Prakasa y Putanna (1987) quienes observaron que el uso de este inhibidor incrementaba aproximadamente 3% las emisiones de NH_3 con la aplicación de urea; en estudios más recientes, Rodrigues *et al.* (2012) encontraron valores similares a través de experimentación en campo, en donde el uso de DCD incrementó un 5% las emisiones de NH_3 . Por esta razón, se han desarrollado nuevos experimentos, empleando dos químicos a la vez, un inhibidor de amonificación (NBPT) y un inhibidor de la nitrificación (DCD) (Singh *et al.* 2004; Zaman y Blennerhassett 2010; Rodrigues *et al.* 2012), siendo todos ellos realizados en características ambientales de clima frío (Nueva Zelanda y Chile, exceptuando el último, realizado en Brasil a 25°C) y presentando todos ellos una menor emisión de N_2O .

Por último, la liberación lenta y controlada de N en el suelo permite una

mayor absorción de éste por las plantas, lo cual ve reflejado en un incremento en la producción de biomasa forrajera; en efecto, experimentos realizados en Chile (Vistoso *et al.* 2012) mostraron que con el uso del inhibidor incrementó la producción en materia seca un 6%, valor similar al demostrado por O'Connor *et al.* (2012) quienes reportaron un aumento del 7% de MS.

El Tiofosfato de N-n-butiltriamida (NBPT) es un compuesto que, a diferencia de los otros inhibidores químicos mencionados, actúa como inhibidor de la enzima ureasa, por lo cual, no interviene sobre las poblaciones nitrificantes sino que inactiva la enzima generada por las bacterias que producen la amonificación en el suelo (Manunza *et al.* 1999). Es comercialmente conocido como Agrotain® y maneja una concentración aproximada del 25 al 30% de NBPT.

Las investigaciones del NBPT como inhibidor de la amonificación iniciaron ante la necesidad de incrementar la vida útil de la urea una vez aplicada en el suelo, situación que requería de un químico que actuara directamente sobre esta reacción para evitar sus pérdidas por lixiviación o su volatilización en formas nitrogenadas (Cantarella y Marcelino 2006; Watson 2009). Así, al incrementar la permanencia de la urea, se buscaba que las plantas tuvieran más tiempo para aprovecharla antes que se perdiera, haciendo un uso más eficiente del nitrógeno y disminuyendo las emisiones de óxido nitroso como “efecto secundario” (Blennerhassett *et al.* 2006).

Varios experimentos han demostrado el poder inhibitorio del NBPT sobre las poblaciones bacteriales amonificantes del suelo: se ha informado de una inhibición sobre la volatilización del amoniaco de 26% según Cantarella *et al.* (2005), del

50% según el mismo autor en 2006, del 46% en 2008 o del 43% según Michelucci (2007), todos ellos realizados en Brasil a temperaturas ambientales entre 28 a 30°C. Normalmente estos datos son muy variables dependiendo del ambiente en el cual se desarrolló el experimento (si hay demasiada lluvia o demasiada sequía el inhibidor se ve disminuido, debido que en el primer caso tenderá a lavarse y en el segundo no actuará a tiempo por no haber dilución de la urea sobre el terreno) (Cantarella *et al.* 2008). Sin embargo, se ha comprobado que el NBPT mantiene un efecto inhibidor sobre las emisiones de amonio hasta de un 60% en temperaturas ambientales de 20°C; a esta misma temperatura los porcentajes de mitigación de los otros dos inhibidores no superan el 25% después de 30 días post-aplicación (Puttanna *et al.* 1999; Subbarao *et al.* 2006) por lo que NBPT es un inhibidor idóneo para usarse en suelos de climas medios y cálidos (Cantarella y Marcelino, 2006).

El estudio sobre el incremento productivo vegetal por la aplicación de NBPT es reciente, todo en vista de mostrar al

productor ventajas económicas de usar el inhibidor, ayudando al mismo tiempo al ambiente. La conservación del amonio en el suelo genera una mayor bio-disponibilidad para las plantas, que se traduce en una mayor producción de material vegetativo (Cantarella y Marcelino 2006; Gambaudo y López 2005; Zaman y Blennerhassett 2010). Estudios demostraron que la aplicación de NBPT junto con un fertilizante nitrogenado genera una mayor producción de biomasa forrajera; sin embargo, los incrementos productivos varían mucho dependiendo del experimento (Tabla 1); se reportó un incremento promedio del 11% en pasturas de clima frío, por lo que se hace de vital importancia realizar estudios sobre pasturas en clima cálido, ya que la mayoría de investigaciones que han sido realizadas bajo estas características ambientales son dirigidas hacia la producción de cultivos.

Sin embargo, algunos inconvenientes detectados con el NBPT corresponden a características del suelo, como un alta concentración de materia orgánica o temperatura, que reducirían la vida útil del

TABLA 1. Incremento de biomasa forrajera generada por inclusión de Agrotain®.

País	Especie forrajera	Incremento productivo (%)	Referencia
Nueva Zelanda	<i>Lolium perenne L.</i> y <i>Trifolium repens</i>	17	Zaman <i>et al.</i> 2008
Nueva Zelanda	<i>Lolium perenne L.</i> y <i>Trifolium repens</i>	15,5	Zaman <i>et al.</i> 2009
Nueva Zelanda	<i>Lolium perenne L.</i>	14	Dawar <i>et al.</i> 2012
Nueva Zelanda	Indefinido	10	Ramakrishnan <i>et al.</i> 2008
Nueva Zelanda	Indefinido	10	Martin <i>et al.</i> 2008
Nueva Zelanda	Indefinido	10	Blennerhassett <i>et al.</i> 2006
Argentina	<i>Zea mays</i>	23	Ferraris <i>et al.</i> 2009
Brasil	<i>Oryza sativa</i>	2,7	Ricordi <i>et al.</i> 2007

químico (Saggar *et al.* 2012; Watson *et al.* 2008) o la aparición de fitotoxicidad en algunos experimentos (Watson 2000; Zaman *et al.* 2009).

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El sector agropecuario del país genera una apreciable proporción de emisiones de gases de efecto invernadero. El óxido nitroso, el amoníaco y los nitratos, son subproductos contaminantes ambientales, razón por la cual se debe aprovechar que este sector productivo tiene la capacidad para mitigarlos.

Existen diversas metodologías de medición de subproductos nitrogenados en los sistemas agropecuarios que pueden ser empleados en Colombia y que permiten generar la línea base de emisiones de cultivos y pasturas, como también para evaluar los diversos mecanismos de mitigación existentes.

Diversas alternativas de mitigación para las emisiones de N_2O , NH_3 y NO_3^- han sido aplicadas y evaluadas en otras latitudes con variados resultados según las características medioambientales de cada sitio. Sin embargo, en Colombia no se tiene conocimiento de su valor de mitigación; por ello es necesario realizar proyectos de investigación bajo las características ambientales y de suelo específicas de nuestro país, con la finalidad de asentar el conocimiento generado por otros países y adaptarlo a nuestras propias condiciones.

BIBLIOGRAFÍA

1. Aguilar JC. 2009. Efecto del inhibidor NBPT en la volatilización de amoníaco proveniente de la hidrólisis de urea en un sistema semi estático y en pastos. [Tesis de pregrado]. [Zamorano, Honduras]. Universidad Zamorano.
2. Baggs MR. 2011. Soil microbial sources of nitrous oxide: recent advances in knowledge, emerging challenges and future direction. *Curr Opin Environmental Sustain.* 3:321-327.
3. Baker J, Doyle G, McCart G, Mosier A, Parkin T, Reicosky D, et al. Chamber-based Trace Flux Measurement Protocol - United States: Amazon-Pire; 2003 [cited 2011 Agosto]. Available from: http://amazonpire.org/PDF/FC2010/Volume%202/Baker%20et%20al_2003_GRACENet_analyses_protocol.pdf
4. Bowen W, Baethgen W. 1998. Simulation as a tool for improving nitrogen management. Understanding option for agricultural production. In: Tsuji G, Hoogenboom G, Thornton P. Understanding options for agricultural production. Dordrecht (The Netherlands): Kluwer Academic Publishers. p. 189-204.
5. Blennerhassett JD, Quin BF, Zaman M, Ramakrishnan C. 2006. The potential for increasing nitrogen responses using Agrotain® treated urea. *Proceed NZ Grassland Assoc.* 68:297-301.
6. Cantarella H, Mattos D, Quaggio JA, Rigolin AT. 2003. Fruit yield of Valencia sweet orange fertilized with different N sources and the loss of applied N. *Nutr Cycl Agroecosys.* 67:215-223.
7. Cantarella H, Quaggio JA, Gallo PB, Bolonhezi D, Rossetto R, Martins ALM, Paulino VT, Alcântara P. 2005. Ammonia losses of NBPT-treated urea under Brazilian soil conditions. En: *Proceedings of the International Fertilizer Industry Association (IFA) - International Workshop on Enhanced-Efficiency Fertilizers; 2005 junio 28-30. Frankfurt (Alemania).. Paris: International Fertilizer Industry Association.*
8. Cantarella H, Marcelino R. 2006. O uso de inibidor de urase para aumentar a eficiência da uréia. In: *Simpósio sobre informações recentes para otimização da produção agrícola, May 15-16, Anais, Piracicaba. International Plant Nutrition Institute.* v.1. p. 2-19.
9. Cantarella H, Oscheuze PC, Michelucci TL. 2008. Ammonia volatilization from urease inhibitor-treated urea applied to sugarcane trash blankets. *Sci Agric.* 65(4): 397-401.
10. Cárdenas EA. 2003. Evaluación de una alternativa para disminuir el impacto que causan

- los fertilizantes nitrogenados en las pasturas de clima frío en Colombia. [Tesis de maestría]. [Bogotá, Colombia]. Universidad Nacional de Colombia. p. 7-11.
11. Cárdenas EA, Panizo L. 2005. Sustainable pastures for the high altitude Andean tropics of Colombia. En: O'Mara F, Wilkins R, 'tMannetje L, Lovett D, Rogers P, Boland T. XX International Grassland Congress: Offered papers. Dublin College University. Dublin (Irlanda). 26 de junio - 1 de julio de 2005. p. 704.
 12. Chen D, Suter HC, Islam A, Edis R. 2010. Influence of nitrification inhibitors on nitrification and nitrous oxide (N₂O) emission from a clay loam soil fertilized with urea. *Soil Biol Biochem.* 42:660-664.
 13. Ciampitti IA, Ciarlo EA, Conti M. 2005. Emisiones de óxido nitroso en un cultivo de soja [*Glycine max* (L.) Merrill]: efecto de la inoculación y de la fertilización nitrogenada. *Ciencia del Suelo.* 23(2):123-131.
 14. Dawar K, Zaman M, Rowarth JS, Turnbull MH. 2012. Applying urea with urease inhibitor (N-(n-butyl) thiophosphoric triamide) in fine particle application improves nitrogen uptake in ryegrass (*Lolium perenne* L.). *Soil Sci Plant Nutr.* 58(3):309-318.
 15. Deenen P, Middlekoop N. 1992. Effect of cattle dung and urine on nitrogen uptake and yield of perennial ryegrass. En: Deenen P (editor). Nitrogen efficiency in intensive grassland farming. Wageningen Agricultural University. *Neth J Agr Sci.* 40:469-482.
 16. Deenen P, Latinga E. 1994. Herbage and animal production responses to fertilizer nitrogen in perennial ryegrass swards. En: Deenen P (editor). Nitrogen use efficiency in intensive grassland farming. Wageningen Agricultural University. *Neth J Agr Sci.* 40:43-69.
 17. De Klein CAM, Ledgard SF. 2005. Nitrous oxide emissions from New Zealand agriculture – key sources and mitigation strategies. *Nutr Cycl Agroecosys.* 72:77-85.
 18. Di HJ, Cameron KC, Sherlock RR. 2007a. Comparison of the effectiveness of a nitrification inhibitor, dicyandiamide, in reducing nitrous oxide emissions in for different soils under different climatic and management conditions. *Soil Use Manage.* 23:1-9.
 19. Di HJ, Cameron KC. 2007b. Nitrate leaching losses and pasture yields as affected by different rates of animal urine nitrogen returns and application of a nitrification inhibitor—a lysimeter study. *Nutr Cycl Agroecosyst.* 79:281-290.
 20. Eckard R, Johnson I, Chapman D. 2006. Modelling nitrous oxide abatement strategies in intensive pasture systems. *International Congress Series.* 1293:76-85.
 21. Fernandes AM, Massoni GJ, Cordova E, Rosolem CA. 2011. Brachiaria species affecting soil nitrification. *Rev Bra Cienc Solo.* 35:1699-1706.
 22. Ferraris GN, Cauret LA, Toribio M. 2009. Pérdidas de nitrógeno por volatilización y su implicancia en el rendimiento del cultivo de maíz en Pergamino (bs as). Efectos de fuente, dosis y uso de inhibidores. Proyecto Regional Agrícola, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). *Informaciones Agro-nómicas*, p. 10-13.
 23. Gambaudo S, López O. 2005. Eficiencia en el uso de los fertilizantes: efecto del inhibidor de la enzima ureasa. Estación Experimental Agropecuaria Rafaela. *Información técnica cultivos de verano.* Publicación Miscelánea. 104:14-17.
 24. Giller K, Wilson KJ. 1991. Nitrogen fixation in tropical cropping systems. En: CABI (ed.). *Assesment of the role of nitrogen fixation.* Londres: CAB – Internacional. p. 67-85.
 25. Humphreys E, Edraki M. 2003. Deep drainage & crop water use for irrigated annual crops & pastures in Australia - a review of determinations in fields and lysimeters. En: CSIRO Land and Water, 2003 May 14, Griffith, Australia. *Land and Water Technical Report.* p. 9-11, 22-23.
 26. Hutchinson KJ, King G, Nicol G, Wilkinson D. 1994. Methods for evaluating the role of residues in the nutrient cycling economy of pastures. En: Harrison A, Ineson P, Heal O. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* Fields method, application and interpretation. London: Elsevier Applied Science. p. 291-313.
 27. Ishikawa T, Subbarao GV, Ito O, Okada K. 2003. Suppression of nitrification and nitrous

- oxide emission by the tropical grass *Brachiaria humidicola*. *Plant Soil*. 255: 413-419.
28. Kelliher FM, Clough TJ, Clark H, Rys G, Sedcole JR. 2008. The temperature dependence of dicyandiamide (DCD) degradation in soils: A data synthesis. *Soil Biol Biochem*. 40:1878-1882.
 29. Kissel DE, Brewer HL, Arkin GF. 1977. Design and test of a field sampler for ammonia volatilization. *Agricultural Experiment Station. Soil Sci Soc Am J*. 41:1133-1138.
 30. Kool DM, Hoffland E, Hummelink EWJ, van Groenigen. JW. 2006. Increased hippuric acid content of urine can reduce soil N₂O fluxes. *Soil Biol Biochem*. 38:1021-1027.
 31. Lotero C. 1993. Producción y utilización de los pastizales de las zonas alto-andinas de Colombia. Medellín (Colombia): Red de Pastizales Andinos (REPAAN). p. 63-65.
 32. Luo J, Lindsey SB, Ledgard SF. 2008. Nitrous oxide emissions from animal urine application on a New Zealand pasture. *Biol Fert Soils*. 44:463-470.
 33. Luo J, De Klein CAM, Shepherd M, Ledgard SF. 2010. Effect of nitrification inhibitor on nitrous oxide emissions in pasture soils. En: 19th World Congress of Soil Science: Soil Solutions for a Changing World. International Union of Soil Sciences; 2010 agosto 1-6, Brisbane, Australia. p. 59-62. [Citado 2012 diciembre 6]. Disponible en: <http://www.iuss.org/19th%20WCSS/symposium/pdf/1423.pdf>
 34. Manunza B, Deiana S, Pintore M, Gessa C. 1999. The binding mechanism of urea, hydroxamic acid and N-(n-butyl)-phosphoric triamide to the urease active site. A comparative molecular dynamics study. *Soil Biol Biochem*. 31:789-796.
 35. Martin RJ, Van Der Weerden TJ, Riddle MU, Butler RC. 2008. Comparison of Agrotain-treated and standard urea on an irrigated dairy pasture. *Proc New Zeal Grassland Association*. 70:91-94.
 36. Michelucci TL. 2007. Uréia tratada com o inibidor da urease NBPT na adubação de cana-de-açúcar colhida sem despalha a fogo. [Tesis de maestría]. [Campinas, Brasil]. Instituto Agronômico, Universidade de Campinas. p. 17-18, 23-28.
 37. Miller LA, Moorby JM, Davies DR, Humphreys MO, Scollan ND, MacRae JC, Theodorou MK. 2001. Increased concentration of water-soluble carbohydrate in perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.): milk production from late-lactation dairy cows. *Grass Forage Sci*. 56:383-394.
 38. Misselbrook TH, Powell JM, Broderick GA, Grabber JH. 2005. Dietary manipulations in dairy cattle: Laboratory experiments to assess the influence on ammonia emissions. *J Dairy Sci*. 88:1765-1777.
 39. Mora SG, Gavi F, Peña JJ, Pérez J, Tijerina L, Vaquera H. 2007. Desnitrificación de un fertilizante de lenta liberación y urea + fosfato mono-amónico aplicados a trigo irrigado con agua residual o de pozo. *Rev Int Contam Ambient*. 23(1):25-33.
 40. Mora V. 2001. Fijación, emisión y balance de gases de efecto invernadero en pasturas monocultivo y en sistemas silvopastoriles de fincas lecheras intensivas de las zonas altas de Costa Rica. [Tesis de maestría]. [Turrialba, Costa Rica]. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).
 41. Mila A, Gavilanes CE, Mendoza PE, Hernández LA, Argüelles G, Bernal J. 1992. Pastos y forrajes para Colombia. Bogotá (Colombia): Banco Ganadero, p. 30-34.
 42. Mila A. 2005. Compendio de pastos y forrajes. Bogotá (Colombia): ALMI Ediciones. v. 1 p. 86-98.
 43. Nieves HE, Olarte C. 2008. Resumen técnico del módulo de agricultura del inventario nacional de GEIS, años 2000 y 2004. Bogotá (Colombia): Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), p. 3, 8-9.
 44. Nommik H. 1972. The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest soil. *Plant Soil*. 39(2):309-318.
 45. O'Connor PJ, Hannessy D, Brophy C, O'Donovan M, Lynch MB. 2012. The effect of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) on herbage production when applied at different times and rates in the autumn and winter. *Agr Ecosyst Environ*. 152:79-89.
 46. Odu CTI, Adeoye KB. 1970. Heterotrophic nitrification in soils – a preliminary investigation. *Soil Biol Biochem*. 2(1):41-45.

47. Oenema O, Wraage N, Velthof GL, Groenigen J, Dolfing JW, Kuikman PJ. 2005. Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. *Nutr Cycl Agroecosys*. 72(1):51-65.
48. Orozco H. 1999. Biología del nitrógeno, conceptos básicos sobre sus transformaciones biológicas. Medellín (Colombia): Universidad Nacional de Colombia. p. 70-72, 81-84.
49. Pachauri RK, Reisinger A (eds.). 2007. Climate change 2007: Synthesis report. Génova (Suiza): Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). p. 30-31, 36.
50. Pastrana I, Reza S, Espinosa M, Suárez E, Díaz E. 2011. Efecto de la fertilización nitrogenada en la dinámica del óxido nitroso y metano en *Brachiaria humidicola* (Rendle) Schweickerdt. *Rev Corpoica - Ciencia y Tecnología Agropecuaria*. 12(2):134-142.
51. Peoples M, Herridge D, Ladha J. 1995. Biological nitrogen fixation: an efficient source of nitrogen for sustainable agricultural production. En: Peoples M, Ladha J. Management of biological nitrogen fixation for the development of more productive and sustainable agricultural systems. *Plant Soil*. 174:3-28.
52. Prakasa EVS, Putanna K. 1987. Nitrification and ammonia volatilization losses from urea and dicyandiamide - treated urea in a sandy loam soil. *Plant Soil*. 97:201-206.
53. Puttanna K, Gowda NM, Prakasa EV. 1999. Effect of concentration, temperature, moisture, liming and organic matter on the efficacy of the nitrification inhibitors benzotriazole, o-nitrophenol, m-nitroaniline and dicyandiamide. *Nutr Cycl Agroecosys*. 54(3):251-257.
54. Qiu W, Di HJ, Cameron KC, Hu C. 2010. Nitrous oxide emissions from animal urine as affected by season and a nitrification inhibitor dicyandiamide. *J Soils Sediments*. 10:1229-1235.
55. Ramakrishnan C, Zaman M, Blennerhassett JD, Livermore N. 2008. Improving the efficiency of N fertilizers. In: Currie LD, Yates LJ (ed) Carbon and nutrient management in agriculture. Massey University. Occasional report No. 21 p. 278-285.
56. Ricordi VG, Scivittaro WB, Gonçalves DR, Silva OS. 2007. Otimização do uso do nitrogênio da uréia pela cultura de arroz irrigado. In: XVI Congresso de Iniciação Científica (CIC). Pesquisa e responsabilidade ambiental. Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Pelotas, Rio Grande do Sul (Brasil); 2007 noviembre 27-29. p. 215-219.
57. Rodrigues J, Cantarella H, Menegale MLC. 2012. Ammonia volatilization losses from surface-applied urea with urease and nitrification inhibitors. *Soil Biol Biochem*. 52:82-89.
58. Saggat S, Singh J, Giltrap DL, Zaman M, Luo J, Rollo M, Kim DG, Rys G, Van der Weerden TJ. 2012. Quantification of reduction in ammonia emissions from fertiliser urea and animal urine in grazed pastures with urease inhibitors for agriculture inventory: New Zealand as a case study. *Sci Total Environ*. [Internet] [citado 2013 enero 19]; 465:136-146. Disponible en: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969712010418>
59. Sanhueza E. 1982. The role of the atmosphere in nitrogen cycling. *Plant Soil*. 67:61-71.
60. Serna M, Legaz F, Primo-Millo E. 1995. Improvement of the N fertiliser efficiency with dicyandiamide (DCD) in citrus trees. *Nutr. Cycl. Agroecosyst*. 43:137-142.
61. Singh J, Saggat S, Bolan NS. 2004. Mitigating gaseous losses of nitrogen from pasture soil with urease and nitrification inhibitors. En: SuperSoil 2004: 3rd Australian New Zealand Soils Conference; 2004 diciembre 5-9, University of Sydney, Sydney, Australia, p. 5-9.
62. Singh J. 2007. The role of inhibitors in mitigating nitrogen losses from cattle urine and nitrogen fertilizer inputs in pastures. [Tesis de doctorado]. [Palmerston North, New Zealand] Massey University.
63. Simpson JR. 1987. Temperate pastures, their production, use and management. Melbourne (Australia): Australian Wool Corporation - Commonwealth Scientific & Industrial Research Organization (CSIRO). p. 143-154.
64. Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Otros. 2007. Climate change 2007: The physical science basis. Cambridge y New York: Cambridge University Press - Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). p. 212-213, 541-542, 544.

65. Subbarao GV, Ito O, Sahrawat KL, Berry WL, Nakahara K, Ishikawa T, Watanabe T, Suenaga K, Rondón M, Rao IM. 2006. Scope and strategies for regulation of nitrification in agricultural systems—Challenges and opportunities. *Crit Rev Plant Sci.* 25:303-335.
66. Subbarao GV, Rondon M, Ito O, Ishikawa T, Rao IM, Nakahara K, Lascano C, Berry WL. 2007a. Biological nitrification inhibition (BNI)—is it a widespread phenomenon? *Plant Soil.* 294:5-18.
67. Subbarao GV, Wang HY, Ito O, Nakahara K, Berry L. 2007b. NH_4^+ triggers the synthesis and release of biological nitrification inhibition compounds in *Brachiaria humidicola* roots. *Plant Soil.* 290:245–257
68. Subbarao GV, Nakahara K, Hurtado MP, Ono H, Moreta DE, Salcedo AF, Yoshihashi AT, Ishikawa T, Ishinati M, Ohnishi-Kameyama M, Yoshida M, Rondon M, Rao IM, Lascano CE, Berry WL, Ito O. 2009a. Evidence for biological nitrification inhibition in *Brachiaria* pastures. *PNAS* 106:17302-17307.
69. Subbarao GV, Zakir H, Nakahara K, Ishikawa T, Yanbuaban M, Yoshihashi T, Ono H, Yoshida M, Hash CT, Ito O, Sahrawat K. 2009b. Biological nitrification inhibition (BNI) potential in sorghum. En: *The Proceedings of the International Plant Nutrition Colloquium XVI; 2009 August 29-30*, Davis (CA): Department of Plant Sciences, UC Davis.
70. Sylvester-Bradley R, Mosquera D, Mendez JE. 1988. Inhibition of nitrate accumulation in tropical grassland soils: effect of nitrogen fertilization and soil disturbance. *J Soil Sci.* 39:407-416.
71. Thomas R, Lascano C, Sanz J, Ara M, Spain J, Vera R, y Fisher M. 1992. The role of pastures in production systems. En: *Pastures for the tropical lowlands*. Cali (Colombia): Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT). p. 121-144.
72. Vallejo MM, Bonilla CR, Castilla LA. 2007. Evaluación de la asociación bacterias fijadoras de nitrógeno – líneas interespecíficas de arroz–nitrógeno, en Typic haplustalf. *Acta Agron.* 57(1):43-49.
73. Van der Meer HG. 1996. Utilization and losses nitrogen in grazed grassland. En: Struik E, Maesen P (ed). *Grassland science in perspective*. Wageningen (The Netherlands): Agricultural University Papers, p. 13.27.
74. Videla C. 1994. La volatilización de amoníaco: una vía de pérdida de nitrógeno en sistemas agropecuarios. *Boletín Técnico INTA-EEA* (131):16.
75. Vistoso E, Alfaro M, Saggari S, Salazar F. 2012. Effect of nitrogen inhibitors on nitrous oxide emissions and pasture growth after an autumn application in volcanic soil. *Chil J Agr Res.* 72(1):133-139.
76. Watson CJ. 2000. Urease activity and inhibition – Principles and practice. *Proceedings No. 454*. York (England): The International Fertilizer Society. 40 p.
77. Watson CJ. 2009. Urease inhibitors. Department of agriculture and rural development for Northern Ireland, Queen's University, Belfast, Ireland. [Internet]. [Citado en 2010 Octubre 4] Disponible en: http://www.paton.com.au/Research/Horticulture/Horticultural%20Nutrition/2005_ag_ureaseinhibitors.
78. Watson CJ, Akhonzada NA, Hamilton JTG, Matthews DI. 2008. Rate and mode of application of the urease inhibitor N-(n-Butyl) thiophosphoric triamide on ammonia volatilization from surface-applied urea. *Soil Use Manage.* 24:246-53.
79. Wrage N, Velthof GL, van Beusichem ML, Oenema O. (2001). Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biol Biochem.* 33:1723-1732.
80. Whitehead DC. 1995. *Grassland nitrogen*. Londres: CAB International. p. 396.
81. Zaman M, Nguyen ML, Blennerhassett JD, Quin BF. 2008. Reducing NH_3 , N_2O and NO_3^- – N losses from a pasture soil with urease or nitrification inhibitors and elemental S-amended nitrogenous fertilizers. *Biol Fert Soils.* 44(5):693-705.
82. Zaman M, Saggari S, Blennerhassett JD, Singh J. 2009. Effect of urease and nitrification inhibitors on N transformation, gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, pasture yield

- and N uptake in grazed pasture system. *Soil Biol Biochem.* 41:1270–80.
83. Zaman M, Blennerhassett JD. 2010. Effects of the different rates of urease and nitrification inhibitors on gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, nitrate leaching and pasture production from urine patches in an intensive grazed pasture system. *Agri Ecosys Environ.* 136:236–246.

Citation:

J. E. Garzón JE, E. A. Cárdenas EA. 2013. Emisiones antropogénicas de amoníaco, nitratos y óxido nitroso: compuestos nitrogenados que afectan el medio ambiente en el sector agropecuario colombiano [Anthropogenic emissions of ammonia, nitrates and nitrous oxide: nitrogen compounds that affect the environment in the Colombian agricultural sector]. *Rev Fac Med Vet Zoot.* 62(2):121-138.