

Emisión de amoníaco y óxido nitroso en diferentes sistemas de pastoreo en el sur de Chile¹

Pedro A. Núñez^{2*}, Rolando Demanet³, Alejandra Jara⁴ y María de la Luz Mora⁴

Los sistemas de pastoreo tienen un impacto ambiental importante con implicaciones a nivel social. La productividad y calidad de forraje mejora con la aplicación de fertilizantes nitrogenados y el reciclaje de nutrientes. Sin embargo, un manejo inadecuado de los sistemas de pastoreo puede incrementar las pérdidas de nitrógeno (N) a través de la producción de gases como amoníaco (NH₃) y óxido nitroso (N₂O). El objetivo de la presente investigación fue determinar las emisiones anuales de NH₃ y N₂O en una pradera permanente bajo pastoreo en un Andisol de la región sur de Chile. El experimento se realizó durante la primavera de 2005 y el invierno de 2006, usando dos intensidades de pastoreo (intenso y suave) y dos frecuencias de consumo de forraje (frecuente y poco frecuente), así como también un tratamiento control, sin pastoreo. Las emisiones de NH₃ se determinaron con una cámara estática de PVC y análisis de muestras por el método de producción indofenol. El N₂O se determinó por los métodos propuestos por la Comisión Nacional para el Inventario de Gases (CNIG) y el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (PICC). Los resultados indican que las emisiones anuales de NH₃ fueron altas en los tratamientos pastoreados (36-41 kg ha⁻¹ año⁻¹; P ≤ 0.05) comparado con el control (31 kg ha⁻¹ año⁻¹). Sin embargo, las diferencias entre los tratamientos de intensidad y frecuencia de pastoreo fueron pequeñas (P ≤ 0.05). Las mayores emisiones de N₂O se produjeron con el pastoreo intenso con un promedio anual de 3.24 kg N₂O ha⁻¹ año⁻¹ reduciéndose la emisión con el pastoreo suave (3.1 kg N₂O ha⁻¹ año⁻¹), pero sin diferencias estadísticas entre estos (P ≤ 0.05). Los resultados muestran que el pastoreo produjo mayor volatilización de NH₃, y, en el caso de la emisión de N₂O, una mayor intensidad del pastoreo generó mayores emisiones. Los resultados sugieren que un incremento en las emisiones de NH₃ y N₂O en ganadería bajo pastoreo, en Chile, dependerá del sistema de pastoreo utilizado.

Palabras clave: Gases, contaminación, nitrógeno, frecuencia de pastoreo

INTRODUCCIÓN

La zona templada de Chile posee excelentes condiciones para el desarrollo de sistemas de producción pecuaria basados en el pastoreo de praderas permanentes. Estas son una fuente de alimento de bajo costo para el ganado bovino. El uso directo de la pradera por los animales constituye la fuente de alimento más abundante para el ganado bovino y, cuando se utiliza correctamente, representa la opción de menor costo, con alrededor de 1/3 y 1/8 del costo, respectivamente, del uso de forrajes conservados y concentrados (Núñez *et al.* 2010a).

Los Lagos y La Araucanía son las principales regiones del sur de Chile en producción de leche

y carne. Estas presentan condiciones favorables para el desarrollo de praderas de alto rendimiento y calidad. Dichas regiones representan 9.2 y 7.5 %, respectivamente, de las áreas ganaderas del país (INE 1997) y poseen 60 % del área nacional dedicada a ganadería de bovinos bajo pastoreo en praderas permanentes (INE 2007, Núñez *et al.* 2010b).

Algunos de los problemas que afectan a la ganadería bajo pastoreo en Chile son: a) baja producción de la pastura en invierno y escasez de forraje en esta estación. En consecuencia, abundancia de alimento en primavera; b) bajo contenido de proteína cruda y alto contenido de fibras

¹ Aceptado para publicación el 1/09/2011

² Instituto Dominicano de Investigaciones Agropecuarias y Forestales, ³ Departamento de Ciencias Agropecuarias, Universidad de La Frontera, ⁴ Departamento de Ciencias Químicas, Universidad de La Frontera, Casilla 5-4-D. Temuco. Chile. *Autor responsable: pnunez@idiaf.gov.do. Dirección: Calle Rafael Augusto Sánchez N° 89, Ensanche Evaristo Morales, Santo Domingo, República Dominicana

en el forraje; c) manejo deficiente del pastoreo por los ganaderos (Núñez *et al.* 2010b) y d) manejo inadecuado del uso de nutrientes por la pradera (Núñez *et al.* 2010a). La combinación de estos factores reduce la eficiencia de utilización del forraje producido y una escasa nutrición vegetal, lo que limita su rendimiento.

En general, los sistemas de pastoreo tienen un impacto ambiental importante, con implicaciones a nivel social. La productividad y calidad de los forrajes mejora con la aplicación de fertilizantes nitrogenados y con el reciclaje de nutrientes. Por esto, el uso del N en la pradera requiere de una optimización, por lo cual se han implementado nuevas prácticas de manejo de pastoreo en los sistemas ganaderos, mejorando la eficiencia de las plantas en la captación de N y disminuyendo el N que se escapa del sistema a través de pérdidas de N gaseoso, como amoníaco (NH_3) y óxido nitroso (N_2O ; Oenema 2006).

Chile no cuenta con información precisa sobre las emisiones de óxido nitroso en sistemas ganaderos, ya que no hay una asignación precisa de los animales por sistema de producción, en especial de los bovinos. Debido a esto, el inventario de este gas se basa en estimaciones de expertos, lo que podría llevar a datos erróneos (Martineaux *et al.* 2009). En el caso de las emisiones de amoníaco, en Chile se dispone de investigaciones puntuales realizadas por Salazar *et al.* (2007) en praderas del sur del país.

La emisión de N_2O y otros gases son tema de investigación vigente en las últimas décadas (Krupa 2003, Krupa y Moncrief 2002), por contribuir al calentamiento global y el efecto invernadero. El objetivo de esta investigación fue determinar las emisiones anuales de NH_3 y N_2O en una pradera permanente bajo diferentes sistemas de pastoreo en el Sur de Chile.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización y manejo del experimento

El experimento se realizó en un suelo Freire (Andisol) de la Estación Experimental Maquehue, Universidad de La Frontera, Región de La Araucanía, 38°50' LS, 72°42' LO y altitud de 70

m.s.n.m. durante la temporada primavera 2005 a invierno 2006. El suelo presentó niveles bajos de fósforo disponible (promedio de 15 mg kg^{-1}), MO de 117 g kg^{-1} , pH promedio de 5.5 y saturación de aluminio de 3.5 %. Estos suelos se caracterizan por encontrarse en una topografía casi plana a suave ondulada, con pendiente entre 0 y 1 %, y ser moderadamente o poco profundos, con textura superficial franco limosa y color pardo oscuro (CIREN 2003).

El experimento se estableció con un diseño de bloques completos al azar, con tres repeticiones y cinco tratamientos, durante las estaciones primavera 2005, verano 2005-2006 y otoño e invierno 2006. Se estudiaron dos frecuencias de pastoreo (frecuente y poco frecuente), así como dos intensidades del mismo (intenso y suave). Los tratamientos se definieron de acuerdo con la siguiente nomenclatura (Núñez *et al.* 2010a): frecuente intenso (FI), frecuente suave (FS), poco frecuente intenso (PFI) y poco frecuente suave (PFS). También se estudió un tratamiento control (C), sin pastoreo, de acuerdo con lo reportado por Núñez *et al.* (2010a). Este tratamiento se fertilizó al igual que los tratamientos pastoreados. El pasto se cortó con máquina podadora de césped y los residuos se sacaron fuera de la unidad experimental (UE).

La intensidad del pastoreo indica el nivel de residuo que dejan los animales, una vez pastoreada la pradera (consumo de forraje), y la frecuencia se relaciona con la disponibilidad de forraje y los tiempos de uso, o sea tiempo entre pastoreos. El ensayo se realizó en una superficie de 2475 m^2 por estación, dividida en 15 parcelas. El tamaño de las unidades experimentales fue de 165 m^2 (11 m x 15 m) en un área útil total de aproximadamente una hectárea.

Se estableció una pradera permanente con ballica (*Lolium perenne* L.) cv. Quartet, festuca (*Festuca arundinacea* Schreb.) cv. Mylena y pasto ovilla (*Dactylis glomerata* L.) cv. Starly, asociados a trébol blanco (*Trifolium repens* L.) cv. Tribute y Nusiral. Las dosis de semilla fueron 8.3 kg ha^{-1} para las gramíneas y 4 kg ha^{-1} para el trébol. La pradera se fertilizó de acuerdo con lo reportado por Núñez *et al.* (2010a). Durante el periodo experimental (prima-

vera 2005 a invierno 2006), la pradera fue fertilizada con 230 kg ha⁻¹ de N como urea, distribuido equitativamente: dos veces en primavera (15 octubre y 15 de noviembre 2005), dos veces en otoño (4 de abril y 8 de mayo del 2006) y una vez en invierno (17 de agosto del 2006). Además, en cada fertilización se aplicó “sulpomag” (sulfato de potasio y magnesio) en dosis de 100 kg ha⁻¹. En otoño e invierno se aplicó súper fosfato triple en dosis de 200 kg ha⁻¹ cada una y sólo en invierno 1000 kg ha⁻¹ de “Magnecal 15” y 500 kg ha⁻¹ de “Ferti yeso”.

Se utilizaron parcelas con un consumo promedio anual aproximado por pastoreo de 1040, 660, 1410 y 1020 kg ha⁻¹ de materia seca (MS) para los tratamientos FI, FS, PFI y PFS, respectivamente. Para el control se utilizaron parcelas con una producción promedio de 780 kg ha⁻¹ de MS por corte (9 cortes). El consumo de forraje de los animales por tratamiento dependió de la disponibilidad de MS ofrecida al inicio del pastoreo y la altura de residuo al finalizar cada evento. Esto varió de acuerdo con la tasa de crecimiento de la pradera por estación.

El pastoreo se realizó con vacas secas Holstein Friesian, con peso promedio de 400 kg, durante las cuatro estaciones (primavera, verano, otoño e invierno), que se seleccionaron del rebaño lechero de la Estación Experimental Maquehue. La carga animal promedio del año fue de 2.1 unidades animal ha⁻¹. Los animales se manejaron de acuerdo con lo reportado por Núñez *et al.* (2010a, 2010b). Las entradas y salidas de los animales al pastoreo fueron controladas usando el plato medidor de forraje “plate rising meter”, de acuerdo con la metodología propuesta por Castle (1976).

El número de pastoreos por tratamiento, así como el número de cortes en el control, varió de acuerdo con la Estación. Fue superior en la primavera y se redujo en otoño, invierno y verano. El mayor número de pastoreos se realizó en los tratamientos frecuentes FI (10) y FS (11), mientras en el pastoreo menos frecuente se redujo en PFI (7) y en PFS (8). En general, el tiempo acumulado de pastoreo por tratamiento al año fue similar en un intervalo de 24-30 h. Sin embargo, el pastoreo intenso involucró una mayor estadía

de los animales, con un tiempo acumulado entre 26-30 h, variando con las estaciones (Núñez *et al.* 2010a).

Emisiones de amoníaco

El NH₃ volatilizado en los diferentes tratamientos se muestreó de acuerdo con la metodología propuesta por Sagggar *et al.* (2004), utilizando una cámara estática de PVC hermética para la toma de muestras de gases en terreno. La cámara tenía una dimensión de 250 mm de diámetro (Ø) y 210 mm de altura, incrustada en una pieza de PVC de 250 mm del mismo diámetro, con tapa para cierre hermético de 250 mm de Ø. Sobre la superficie de la cámara se colocó un sistema de llaves y mangueras con cierre hermético para la extracción de las muestras con jeringas de polipropileno de 60 ml. La determinación de NH₃ se hizo por el método de producción de indofenol (Searle 1984), de acuerdo con lo reportado por Núñez *et al.* (2010a).

Se colocaron tres cámaras por tratamiento, alineadas al centro de cada unidad experimental (45 cámaras por estación de pastoreo), a una distancia de 4 metros entre sí y 1.5 metros de los bordes, a una profundidad de 110 mm antes y después de cada pastoreo (siempre en el mismo sitio durante cada estación de pastoreo). El número de muestreos varió con el número de pastoreos y estaciones (26 en primavera, 19 en verano, 22 en otoño y 15 en invierno), representando un 22 % del número de días del año muestreado. En cada muestreo se tomaron muestras de aire en todos los tratamientos y repeticiones.

Emisiones de óxido nítrico

El N₂O se determinó por los métodos propuestos por el National Greenhouse Gas Inventory Committee (NGGIC 2005) y por el Intergubernamental Panel on Climate Change (IPCC 1997), a partir de tres fuentes: N aplicado y el reciclaje de N en heces fecales y orina, para lo cual se utilizaron los siguientes factores de estimación: £ (%) = 1.25 para fertilizante, 0.4 orina y 0.5 en heces fecales.

Se tomaron tres muestras de heces y tres de orina por unidad experimental (UE), en total nueve de cada tipo por tratamiento, durante cada pas-

toreo. Las muestras de orina eran tomadas al azar de las seis vacas en pastoreo por UE. En el caso de los fertilizantes se consideraron las dosis aplicadas de N de acuerdo a lo reportado por Núñez *et al.* (2010a).

VARIABLES METEOROLÓGICAS

Durante el periodo se monitoreó la temperatura del aire y las precipitaciones mensuales producidas (Figura 1). La temperatura media mensual del aire fluctuó entre 8.7 y 16.5 °C, con temperaturas mínimas promedio entre 3 y 9 °C y máximas entre 10 y 36 °C. La precipitación anual fue de 1607 mm, con la mayor precipitación en los meses de junio y julio de 2006. La temperatura del suelo fue variable durante la temporada de pastoreo: superior en verano, con una media de 18.2 °C, e inferior en invierno con 9.7 °C (Dirección Meteorológica de Chile, Temuco 2005-2006).

ANÁLISIS DE DATOS

Los datos obtenidos se analizaron estadísticamente con el software estadístico JPM (SAS Institute, USA, 2002), con un nivel de 95 % de confianza. Se realizó un análisis de varianza (ANAVA) y los resultados que presentaron diferencias significativas ($P \leq 0.05$) se analizaron

mediante la prueba de comparación múltiple de Tukey, con un nivel de 5 %.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Emisiones de amoníaco desde la pradera

Las mayores pérdidas de NH_3 ocurrieron en los tratamientos frecuentes FI, con $39.9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y FS, con $41.4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Tabla 1), los cuales resultaron estadísticamente iguales ($P \leq 0.05$). Por otra parte, los resultados indicaron que las emisiones anuales de NH_3 fueron superiores en los tratamientos con mayor frecuencia de pastoreo e inferiores en los tratamientos poco frecuentes ($36\text{-}38 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y en el control ($31 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Los resultados mostraron diferencias estadísticamente significativas ($P \leq 0.05$) entre los tratamientos pastoreados y el control. La emisión diaria de NH_3 varió de 0.099 a $0.113 \text{ kg ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$, en los tratamientos pastoreados, a $0.085 \text{ kg ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$, en el control (Tabla 1).

El pastoreo manejado bajo criterio frecuente (FI y FS) fue, en promedio, superior que los tratamientos poco frecuentes (PFI y PFS), en 9 %, y que el tratamiento control en 23.3 %, en las emisiones de NH_3 . El pastoreo frecuente (FI y FS) produjo un 8.9 % y 23 % más de pérdida de NH_3 comparado con el pastoreo poco frecuente (PFI

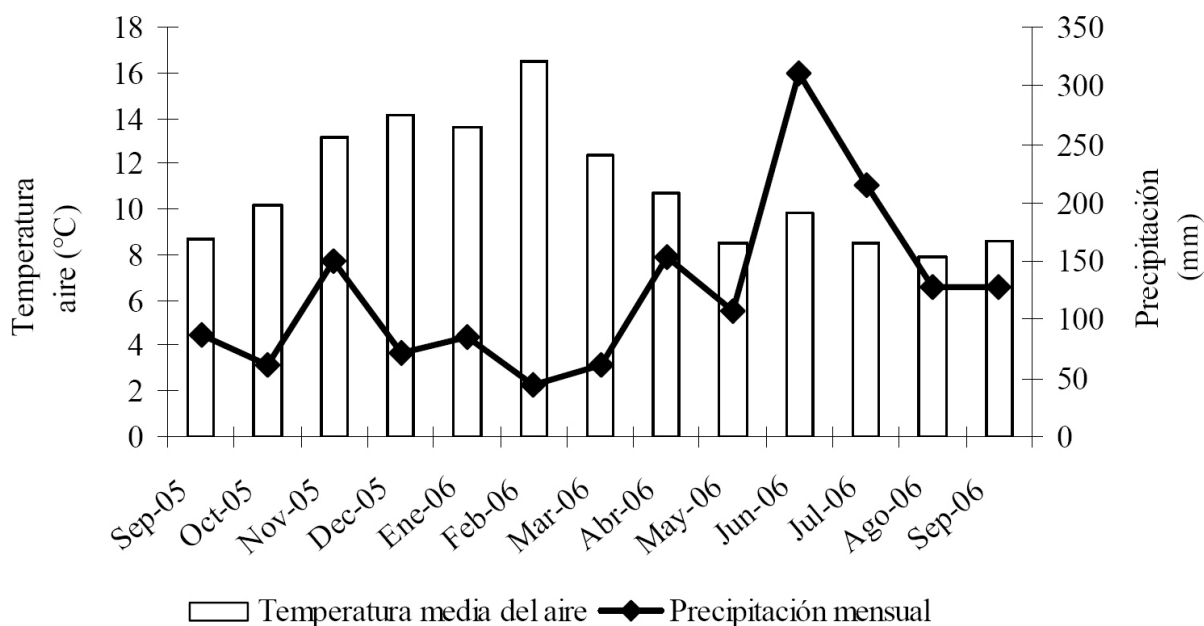


Figura 1. Temperatura media del aire y precipitación mensual en el período septiembre 2005 – septiembre 2006, Estación Experimental Maquehue, Temuco

Tabla 1. Emisión de amoníaco (NH₃) desde el suelo en una pradera manejada con pastoreo

Tratamiento ¹	Emisión de NH ₃	
	Anual kg ha ⁻¹ año ⁻¹	Diaria kg ha ⁻¹ día ⁻¹
C	31.2 c	0.085 c ²
FI	39.9 a	0.109 a
FS	41.4 a	0.113 a
PFI	36.1 b	0.099 b
PFS	37.9 b	0.103 b

¹ C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. ² Medias dentro de una columna seguidas por letras diferentes difieren significativamente entre sí (Tukey, $\alpha=0.05$).

y PFS) y el control, respectivamente. Estos resultados no muestran diferencias entre FI y FS; y entre PFI y PFS ($P \leq 0.05$).

Estos resultados mostraron que la cantidad de NH₃ volatilizado es dependiente, tanto de la frecuencia, como del número de pastoreos (Tabla 2). Los tratamientos FI y FS generaron una mayor frecuencia de N en la pradera (Tabla 2), lo que, asociado a factores ambientales (Figura 1) y las condiciones del suelo, produce mayores emisiones de NH₃.

Las pérdidas de NH₃ fueron dependientes de las condiciones climáticas del año. Estas fueron superiores durante otoño y verano de 2006 (Datos no mostrados), estaciones donde se presentaron las mayores temperaturas (Figura 1) y menor pluviometría diaria promedio, con 2.1 mm en verano y 4.6 mm en otoño. Además, en otoño se produjo una mayor volatilización de NH₃, por efecto de la aplicación de 92 kg ha⁻¹ de N fertilizante.

Las emisiones de NH₃ encontradas en esta investigación coinciden con los valores reportados por Jarvis y Ledgard (2002), en Reino Unido y Nueva Zelanda, en ganadería lechera de bovinos bajo pastoreo, y Eckard *et al.* (2003), en Australia, en praderas pastoreadas. En todos ellos, la mayor frecuencia de pastoreo produjo mayores niveles de emisión de NH₃, comparado con pastoreo poco frecuente intenso, pastoreo poco frecuente suave y el control. Los resultados del experimento están en el amplio rango reportado para las emisiones de NH₃ por Núñez *et al.* (2007) y mantienen consistencia con los reportes encontrados en praderas templadas (Ledgard *et al.* 1998, Ledgard *et al.* 1999, Eckard *et al.* 2003).

Las emisiones de NH₃ representaron entre 13 y 18 % del N aplicado como urea. Estos valores coinciden con lo reportado por Bouwman *et al.* (2005) y Sommer y Jensen (1994). En ese sen-

Tabla 2. Número de pastoreos y número de días estimados entre pastoreos al año

Tratamiento ¹	Número y turnos de pastoreos	
	Pastoreos	Días promedios entre pastoreos
FI	10	37
FS	11	33
PFI	7	52
PFS	8	46

¹ FI= frecuente intenso; FS= frecuente suave; PFI= poco frecuente intenso; PFS= poco frecuente suave.

tido, los fertilizantes aportan 20 % del NH_3 emitido desde el suelo (Bouwman *et al.* 2005). Sin embargo, este porcentaje dependerá del tipo de fertilizante aplicado, siendo superior cuando se aplica urea.

El NH_3 volatilizado representó entre 8 y 11 % del N que entró a la pradera durante el año. Las mayores pérdidas se presentaron en FS, con 11 %. Este valor fue superior a las emisiones producidas en los demás tratamientos pastoreados y el control. En Chile, Salazar *et al.* (2007), en una pradera permanente, demostraron que al aplicar $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de N como urea, un 10 % se pierde en forma de emisiones de NH_3 . Este porcentaje es mucho menor que lo reportado en este experimento. Sin embargo, las condiciones de manejo y la época en que se realizó el experimento de Salazar *et al.* (2007) fueron diferentes. Por otro lado, el experimento de Salazar *et al.* (2007) fue de corta duración y los datos no representarían la media del año.

Las emisiones de NH_3 en sistemas de pastoreo en zonas templadas representan entre 8 y 9 % de todas las entradas de N al sistema (Bouwman *et al.* 2005), lo que también coincide con este experimento. Todas las entradas y salidas de N a la pradera fueron determinadas, y las mismas son reportadas por Núñez (2008).

Emisiones de óxido nitroso desde la pradera (heces fecales, orina y fertilizante nitrogenado)

Las mayores emisiones de N_2O se produjeron en el pastoreo FI y PFI, con un promedio anual de $3.24 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de N_2O , reduciéndose la emisión en el pastoreo suave (FS y PFS) y el control (Tabla 3). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos pastoreados ($P \leq 0.05$). Esto guarda relación con la gran similitud entre los tratamientos pastoreados en comparación con el tratamiento control. El pastoreo intenso (FI y PFI) produjo entre un 2.16 y 4.3 % más de N_2O que el pastoreo FS y PFS, respectivamente, y un 11.1 % más que el control, mostrando diferencias estadísticas con el control y no entre los cuatro tipos de pastoreos ($P \leq 0.05$). Phillips *et al.* (2007), aplicando los mismos factores de estimación de N_2O , reportó valores de emisión similares. La emisión de N_2O varía de acuerdo a la localización de la pastura, nivel de compactación del suelo por pisoteo de los animales y cantidad de heces y orina depositadas en la pradera (Van Groenigen *et al.* 2005). Los resultados del experimento están en el amplio rango reportado en una revisión bibliográfica por Núñez *et al.* (2007). Los datos mantienen la consistencia para los reportes encontrados en praderas templadas, sin embargo se observa que los factores que afectan estas emisiones son muy diversos.

Tabla 3. Estimación de la emisión anual de óxido nitroso (N_2O) desde fertilizantes, heces y orina depositados en sistemas de pastoreo

Tratamiento ¹	Emisión N_2O ($\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)			Total N_2O
	Urea	Orina	Heces	
C	2.88	NA ²	NA	2.88 b ³
FI	2.88	0.23	0.12	3.23 a
FS	2.88	0.19	0.10	3.17 a
PFI	2.88	0.24	0.12	3.24 a
PFS	2.88	0.15	0.08	3.11 a

¹ C= control sin pastoreo; FI= frecuente intenso; FS= frecuente suave; PFI= poco frecuente intenso; PFS= poco frecuente suave.

² NA = no aplica

³ Medias dentro de una columna seguidas por letras diferentes difieren significativamente entre sí (Tukey, $\alpha=0.05$).

De acuerdo a Oenema y Sapek (2000) y Saggart *et al.* (2007) los factores ambientales y de manejo de la pradera, como el tipo, cantidad y método de aplicación del fertilizante nitrogenado, sistema de pastoreo, compactación del suelo, tipo de pradera y drenaje estarían controlando las emisiones de N₂O. En la Región de la Araucanía se estima una emisión anual de N₂O de 2.78-3.13 Gg año⁻¹, comparables a los generados por todas las actividades agrícolas de la región (3.04 Gg año⁻¹) según inventarios de gases de invernadero realizados en Chile en la década de 1990 (González *et al.* 1995, Novoa *et al.* 2000). Brown *et al.* (2002) reportan emisiones de N₂O en praderas de 16.75 Gg en Inglaterra, 2.26 Gg en Gales, 2.47 en Escocia, 2.78 en Irlanda del Norte y 24.27 Gg en Reino Unido. Por lo tanto, las emisiones de N₂O estimadas en la Araucanía, IX Región de Chile, están dentro del rango de emisiones de sistemas prateros.

CONCLUSIONES

A medida que se aumenta la frecuencia de pastoreo se produce un incremento de las emisiones (8.9 % y 23 %) de NH₃ en relación al pastoreo poco frecuente y el control. Esto sugiere un mayor conocimiento sobre las frecuencias de entradas de los animales bovinos a la pastura y con este manejo se pueden reducir dichas emisiones. Por otro lado, la intensidad de pastoreo (FI y PFI) afecta las emisiones de N₂O en comparación con el pastoreo suave (FS y PFS) y el control. De los resultados del trabajo se interpreta el hecho de que una mayor frecuencia, y no necesariamente una mayor intensidad de pastoreo, podrían producir una mayor volatilización de NH₃, esto a consecuencia de no encontrar diferencias estadísticas entre los resultados. En el caso de la emisión de N₂O, los tratamientos con mayor intensidad de pastoreo, generaron mayores emisiones, sin embargo no se encontraron diferencias estadísticas entre los sistemas de pastoreo y por lo tanto no se podría atribuir al tiempo de pastoreo y al incremento del flujo de N; sin embargo, se observó un cambio entre la emisión y la intensidad.

AGRADECIMIENTOS

A los Proyectos DIUFRO 160603, FONDECYT 1020934, 1040104, 1061262 y FIA (FIA-PI-C-2003-1) de la Universidad de La Frontera por financiar la investigación. Al Instituto Dominicano de Investigaciones Agropecuarias y Forestales (IDIAF), por facilitar la estadía del Dr. Pedro Núñez en el Programa de Doctorado en Ciencias de Recursos Naturales en la Universidad de La Frontera. Además se agradece la colaboración del Dr. Tom Misselbrook del North Wyke Research, Okehampton, Devon, EX20 2SB, UK.

LITERATURA CITADA

- Bouwman, A. F.; Van Drecht, G.; Van der Hoek, K. W. 2005. Global and regional surface nitrogen balances in intensive agricultural production systems for the period 1970-2030. *Pedosphere* 15: 137-155.
- Brown, L.; Syed, B.; Jarvis, S. C.; Sneath, R. W.; Phillips, V. R.; Goulding, K. W. T.; Li, C. 2002. Development and application of a mechanistic model to estimate emission of nitrous oxide from UK agriculture. *Atmospheric Environment* 36: 917-928.
- Castle, M. E. 1976. A simple disc instrument for estimating herbage yield. *Journal British Grassland Society* 32: 37-40.
- CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales, CH). 2003. Descripciones de suelos, materiales y símbolos, estudio agrológico X Región. Vol. II. Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN), Santiago, CH.
- Dirección Meteorológica de Chile, Temuco 2005-2006. Estación Maquehue, Ciudad de Temuco. Registros diarios. Araucanía, CH.
- Eckard, R. J.; Chen, D.; White, R. E.; Chapman, D. F. 2003. Gaseous nitrogen loss from temperate perennial grass and clover dairy pastures in south-east Australia. *Australian Journal of Agricultural Research* 54: 561-570.
- González, M. S.; Novoa, S. A. R.; Blazer, G. C. 1995. Preliminary inventory of greenhouse gases in Chile: agriculture, land-use change and forestry. *Revista de la Facultad de Ingeniería Universidad Central de Venezuela* 10: 130-147.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 1997. Revised 1996. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Module 4. Agriculture. Available at: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs1.htm>. Acceso en noviembre 2006.
- INE (Instituto Nacional de Estadísticas de Chile, CH). 1997. Resultados preliminares VI Censo Agropecuario. INE - Instituto Nacional de Estadísticas de Chile, impresos Universitarios SA, Santiago, CH.
- INE (Instituto Nacional de Estadísticas de Chile, CH). 2007. Informe estadísticas agropecuarias para el periodo 2001-2006 y primer semestre 2007. impresos Universitarios SA, Santiago, CH. Disponible en: http://www.ine.cl/canales/chile_estadistico/estadisticas_agropecuarias/pdf/pecuarioprimersemestre2007_2.pdf. Acceso en diciembre 2007.
- Jarvis, S. C.; Ledgard, S. 2002. Ammonia emissions from intensive dairying: A comparison of contrasting systems in the United Kingdom and New Zealand. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 92: 83-92.

- Krupa, S. V. 2003. Effects of atmospheric ammonia (NH_3) on terrestrial vegetation: a review. *Environmental Pollution* 124: 179-221.
- Krupa, S. V.; Moncrief, J. F. 2002. An integrative analysis of the role of atmospheric deposition and land management practices on nitrogen in the US agricultural sector. *Environmental Pollution* 118: 273-283.
- Ledgard, S. F.; Crush, J. R.; Penno, J. W. 1998. Environmental impacts of the different nitrogen inputs on dairy farms and implications for the resource management Act of New Zealand. *Environmental Pollution* 102:515-519.
- Ledgard, S. F.; Penno, J. W.; Sprosen, M. S. 1999. Nitrogen inputs and losses from clover/grass pastures grazed by dairy cows, as affected by nitrogen fertilizer application. *Journal of Agricultural Science* 132: 215-225.
- Martineaux, S. G.; Salazar, F. F.; Salas, C. F.; Tessada, R. S. 2009. Resultados del sector 4: Agricultura. In: S. G. Martineaux (ed). *Inventarios anuales de gases de efecto de invernadero de Chile. Serie temporal 1984/2003 para sectores No-energía*. Santiago de Chile, CH. *Boletín de Chile* 185: 181-210.
- NGGIC (National Greenhouse Gas Inventory Committee, AU). 2005. *Australian Methodology for Estimation of Greenhouse Gas Emissions and Sinks 2005: Agriculture*. Australian Greenhouse Office, Department of Environment and Heritage, Canberra, AU.
- Novoa, R. S. A.; Sergio, G. M.; Novoa, R. J.; Rojas, R. 2000. Inventory of greenhouse gas emissions by Chile agriculture. *Agricultura Técnica* 60: 154-165.
- Núñez, P.; Demanet, R.; Matus, F.; Mora, M. L. 2007. Grazing management, ammonia and nitrous oxide emissions: a general view. *Journal Soil Science Plant Nutrition* 7: 61-99.
- Núñez, P. 2008. Efecto de la frecuencia e intensidad de pastoreo en las pérdidas de nitrógeno en una pradera permanente del Sur de Chile. Tesis de grado para optar al título de Doctor en Ciencias de Recursos Naturales. Universidad de La Frontera. Temuco, CH. Tutor Dra. María de la Luz Mora. Temuco, Chile. 186 p. Disponible en: <http://www.ufro.cl/rrnn/>. Consultado en línea febrero 2012.
- Núñez, P.; Demanet, R.; Misselbrook, T. H.; Alfaro, M.; Mora, M. L. 2010a. Nitrogen losses under different cattle grazing frequencies and intensities in a volcanic soil of southern Chile. *Chilean Journal of Agricultural Research* 70: 237-250.
- Núñez, P.; Demanet, R.; Alfaro, M.; Mora, M. L. 2010b. Nitrogen soil budgets in contrasting dairy grazing systems of Southern Chile, a short term study. *Journal Soil Science Plant Nutrition* 10: 170-183.
- Oenema, O. 2006. Nitrogen budgets and losses in livestock systems. *International Congress Series* 1293: 262-271.
- Oenema, O.; Sapek, A. 2000. Controlling nitrogen oxide emissions from grassland farming systems; the COGANOG project. In: O. Oenema, and A. Sapek (eds). *Effects of liming and nitrogen fertilizer application on soil acidity and gaseous nitrogen oxide emissions in grassland systems*. Poland, PO, Falenty, IMUZ publisher. pp: 7-13.
- Phillips, F. A.; Leuning, R.; Baigenta, R.; Kelly, K. B.; Denmead, O. T. 2007. Nitrous oxide flux measurements from an intensively managed irrigated pasture using micrometeorological techniques. *Agricultural and Forest Meteorology* 143: 92-105.
- Saggar, S.; Andrew, R. M.; Tate, K. R.; Hedley, C. B.; Rodda, N. J.; Townsend, J. A. 2004. Modelling nitrous oxide emissions from dairy grazed pastures. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 68: 243-255.
- Saggar, S.; Giltrap, D. L.; Li, C.; Tate, K. R. 2007. Modelling nitrous oxide emission from grazed grassland in New Zealand. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119: 205-216.
- Salazar, F.; Alfaro, M.; Lagos, J.; Williams, J.; Ramírez, L.; Valencia, E. 2007. Volatilización de amoníaco por la aplicación de urea en una pradera permanente de Osorno. In: H., González, and H.S. Iraira, (eds), *XXXII Congreso Anual de la Sociedad Chilena de Producción Animal*. 14, 15 y 16 de Noviembre 2007. INIA-SOCHIPA, Frutillar, CH, pp. 53-54.
- SAS Institute. 2002. *JMP 5.0.1.2 the statistical discovery software 2002*. SAS Institute Inc. Campus Drive, Cary, North Carolina, USA.
- Searle, P. L. 1984. The Berthelot or indophenol reaction and its use in the analytical chemistry of nitrogen. A review. *Analyst* 109: 549-568.
- Sommer, S. G.; Jensen, C. 1994. Ammonia volatilization from urea and ammoniacal fertilizers surface-applied to winter-wheat and grassland. *Fertilizer Research* 37: 85-92.
- Van Groenigen, J. W., P. J. Kuikman, W. J. M. de Groot, and G. L. Velthof. 2005. Nitrous oxide emission from urine-treated soil as influenced by urine composition and soil physical conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 463-473.