

Revisión

FACTORES EDAFOCLIMÁTICOS QUE AFECTAN LAS EMISIONES DE AMONIACO POR APLICACIÓN DE UREA Y PURÍN DE LECHERÍA EN ANDOSOLE

Review

CLIMATE AND SOIL FACTORS AFFECTING AMMONIA EMISSIONS FROM UREA AND DAIRY SLURRY APPLICATIONS ON ANDOSOLS

Josué Martínez-Lagos^{1,2*}, Francisco Salazar², Marta Alfaro², Marianela Rosas³, Edgar Rampoldi⁴, Felipe Macías¹

¹ Doctorado en Medio Ambiente y Recursos Naturales, Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Santiago de Compostela, Campus sur. SC 15782, España.

² Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA), Centro Regional de Investigación Remehue, Panamericana Norte, km 8, Casilla 24-0, PO Box 24-0, Osorno, Chile.

³ Universidad Santo Tomás, Los Carrera N° 753, Región de Los Lagos, Osorno, Chile.

⁴ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agropecuaria Manfredi, Ruta Nac. N°9, km 636 (5988), Córdoba, Argentina.

* Autor para correspondencia: E-mail: josue.lagos@inia.cl

RESUMEN

En Chile, la agricultura y la ganadería son actividades productivas económicamente importantes, representando el 4,5% del Producto Interno Bruto (PIB) en conjunto con el sector forestal. A nivel mundial se estima que las actividades agropecuarias son la principal fuente de emisiones gaseosas de amoníaco (NH_3) a la atmósfera, siendo la aplicación de fertilizantes nitrogenados a praderas, ya sea de origen mineral u orgánico, una de las principales fuentes de emisión. Las emisiones de NH_3 han sido vinculadas con importantes impactos ambientales; sin embargo, a pesar de la importancia de estas emisiones, existen pocos datos publicados con respecto a los factores que afectan la generación de las mismas en praderas del sur de Chile. La fertilización es una práctica común en el sur del país, donde la mayoría de los sistemas de producción agropecuarios están basados casi exclusivamente en el uso de las praderas permanentes como fuente de alimentación animal a lo largo de todo el año. El objetivo de esta revisión fue analizar los factores que pueden afectar la generación de las emisiones de NH_3 luego de la aplicación de urea y purín de lechería a praderas permanentes en Andosoles del sur de Chile. Los resultados indican que los principales factores que pueden afectar la magnitud de las pérdidas de N por volatilización de NH_3 son las variables climáticas, las condiciones de la pradera/suelo y el manejo de la fertilización, existiendo opciones para la reducción de las emisiones amoniacaes que contribuyen a mejorar la eficiencia de uso del N aplicado a la vez que minimizan el riesgo de contaminación ambiental.

Palabras claves: amoníaco, urea, purín, praderas, Andosoles.

ABSTRACT

In Chile, agriculture and cattle production are important productive economic activities, accounting for 4.5% of Gross Domestic Product (GDP) along with the forestry sector. At a global level, it has been estimated that agricultural activities are the main source of ammonia (NH_3) emissions to the atmosphere, being the application of nitrogen fertilizer to grasslands, either from organic or mineral

origin, one of the most important sources of emission. NH_3 emissions derived from losses of the applied nitrogen fertilizer have been linked to important environmental impacts. Nevertheless, despite the importance of these emissions, there are few published data regarding the factors affecting their generation from grasslands in southern Chile. Fertilization is a common practice in southern Chile, where most of agricultural production systems are based almost exclusively on the use of permanent grasslands as the main source of animal feeding throughout the year. The aim of this review was to analyze the factors that may affect NH_3 emissions from urea and dairy slurry applications to permanent grasslands on Andosols of southern Chile. Results indicated that main factors that could affect the magnitude of N losses by NH_3 volatilization are climate, grassland/soil conditions, and fertilizer management. Options to reduce NH_3 emissions are available, improving the nitrogen use efficiency while minimizing the risk of environmental pollution.

Key words: ammonia, urea, slurry, grassland, Andosols.

INTRODUCCIÓN

En el año 2012 las Regiones de Los Lagos y de Los Ríos produjeron el 76% de la leche y el 34% del beneficio de ganado bovino de Chile (ODEPA, 2013a; b). En la última década se ha intensificado la producción agropecuaria de la zona debido a la apertura de nuevos mercados para la exportación de los productos del agro y a la mayor demanda interna de productos alimenticios (Alfaro y Salazar, 2008). Esta situación ha provocado la deforestación de zonas boscosas para el establecimiento de más praderas, con un aumento en el uso de fertilizantes para sostener la productividad agropecuaria de la zona (Oyarzún et al., 2002; Demanet et al., 2006).

El aumento en el uso de fertilizantes se ha vinculado a la aparición de problemas de contaminación (Núñez et al., 2007; Salazar, 2012), los cuales podrían provocar cambios irreversibles en las condiciones naturales del territorio a largo plazo (Erisman et al., 2007). Uno de los componentes principales de los fertilizantes aplicados es el nitrógeno (N), el cual está incluido en las composiciones químicas de los fertilizantes más usados a nivel global. Este elemento es utilizado por los agricultores para incrementar los rendimientos de praderas por ser un nutriente necesario para el crecimiento de plantas y cultivos (Gastal y Lemaire, 2002; Sanz et al., 2008).

El N posee un ciclo natural complejo que incluye numerosas transformaciones, tanto en el suelo como en el aire (Steinfeld y Wassenaar, 2007). Desde el punto de vista agrícola, la generación de compuestos gaseosos por aplicación de una fuente nitrogenada representa una importante vía de pérdida en el sistema suelo-planta (Harrison y Webb, 2001). Uno de los principales gases emitidos es el amoníaco (NH_3) (Eckard et al., 2003; Krupa, 2003), que indirectamente es un precursor del óxido nitroso (N_2O) (Skiba et al., 2005). Este último gas ha sido vinculado a la disminución de la concentración de ozono (O_3) atmosférico, influyendo negativamente en la penetración de los rayos

ultravioleta (UV) a la superficie de la tierra y causando otros impactos ambientales importantes (Erisman et al., 2007; Núñez et al., 2007).

La emisión y depositación del NH_3 tiene implicaciones a nivel ambiental ya que también es precursor de material particulado ácido, siendo vinculado con problemas como acidificación de suelos y lluvias acidificantes, además de daños a bosques y cultivos, impactos en la salud humana y eutrofización de cuerpos de agua (Erisman et al., 2007; Luo et al., 2007; Gordon et al., 2000). La principal fuente emisora de NH_3 a escala mundial es la agricultura (e.g., 90% en Europa; según Guarino et al., 2007). La fertilización de praderas y cultivos, y las actividades de manejo animal, como estabulación y pastoreo, son dos de las fuentes que más contribuyen a la emisión de NH_3 a nivel mundial (Ross et al., 2002; Díaz et al., 2003).

El estudio de las emisiones de NH_3 ha adquirido mayor relevancia a nivel internacional desde el año 1999 con la publicación del Protocolo de Gotemburgo para la disminución de la acidificación, eutrofización y ozono troposférico (UNECE, 2005), estableciendo, entre otras cosas, medidas que controlan y fijan cuotas de reducción de las emisiones amoniacales generadas desde fuentes agropecuarias en los países que lo ratificaron (Hyde et al., 2003). A pesar de la importancia y las repercusiones ambientales que el NH_3 genera, en Chile existe poca información publicada en relación a la dinámica de emisión de dicho gas por la aplicación de fertilizantes minerales u orgánicos a suelos ácidos del territorio (Casanova y Benavides, 2009; Salazar et al., 2012a; Martínez-Lagos et al., 2013; Salazar et al., 2013).

La falta de información sobre emisiones de NH_3 en el país fue relevante para la elaboración del inventario de emisión realizado para las Regiones de Los Lagos y de Los Ríos de Chile por Martínez-Lagos et al. (2010), en el cual la carencia de valores propios obligó a la utilización de factores de emisión desarrollados en otros países como Reino Unido, Estados Unidos de América

e Irlanda, donde las condiciones de suelo y clima pueden presentar diferencias respecto de las condiciones de las regiones estudiadas (Misselbrook et al., 2000; 2010; Díaz et al., 2003). Considerando que las emisiones gaseosas son altamente dependientes de las características edafoclimáticas de cada zona (Sommer et al., 2004), el utilizar estos factores de emisión podría inducir a subestimar o sobreestimar las emisiones producidas en el territorio (Sintermann et al., 2012), dificultando el establecimiento de los efectos reales y, en consecuencia, el establecimiento de medidas eficaces de control.

De acuerdo a Sommer et al. (2004), existen varios factores asociados a la dinámica de generación de gases como el NH_3 en praderas fertilizadas: características del suelo, condiciones climáticas y condiciones de manejo; dentro de esta última, el principal factor es la fuente de N aplicada como fertilizante a la pradera. El objetivo de esta revisión es analizar los factores que pueden afectar la generación de las emisiones de NH_3 luego de la aplicación de urea y purín de lechería a praderas permanentes en Andosoles del sur de Chile.

CARACTERÍSTICAS DEL SUELO

En Chile, los suelos ándicos cubren una superficie cercana al 60% de los suelos agrícolas (Aguilera et al., 1997). Los procesos de formación de estos suelos fueron principalmente influenciados por las características químicas de las cenizas constituyentes del material parental, y por el clima del hemisferio sur, que varía en precipitación y temperatura, produciendo un régimen de humedad Udico y temperatura media anual del suelo de $12,4^\circ\text{C}$ (Tosso, 1985). Estos suelos se caracterizan por su naturaleza ácida (pH H_2O de 6,12 y 5,91 para profundidades de 0-16 y 36-120 cm, respectivamente), con predominancia de alofanos y presencia de imogolita, complejos órgano-alofáticos y óxidos de hierro amorfos (Tosso, 1985). También existe un alto porcentaje de materia orgánica (MO) (15-21%) y alta capacidad de intercambio catiónico (CIC) (66,8-55,0 $\text{cmol}(+) \text{kg}^{-1}$ para profundidades de 0-16 y 36-120 cm, respectivamente) (IREN, 1964; Tosso, 1985; Borie et al., 2002; CIREN, 2005).

Gran parte de las praderas permanentes del sur de Chile están establecidas en suelos clasificados como Andosoles de la Serie Osorno de acuerdo a CIREN (2005) y Salazar et al. (2005) y clasificados en sistemas modernos como Andosol Silándi-Vético (IUSS, 2007) y Hapludand típico medio, méxico (Soil Survey Staff, 2010). De acuerdo con Mella y Kühne (1985), esta serie cubre aproximadamente un 44% de la superficie de la

zona centro-sur de Chile, distribuyéndose en la Región de los Ríos (39° a 40° S y 71° a 73° O) y la Región de Los Lagos (40° a 44° S y 71° a 73° O) (IREN, 1964). En este territorio el suelo es profundo, de textura franco limosa, con lomaje suave, pendientes de 2-5%, con horizontes que se ubican en posición de terrazas remanentes de la depresión intermedia a una altura de 90 a 150 m.s.n.m. (IREN, 1964; Mella y Kühne, 1985; CIREN, 2005).

A nivel superficial el suelo presenta una textura franca de color pardo a pardo muy oscuro, dependiendo de la profundidad. Este tipo de suelos posee permeabilidad moderada y buen drenaje, con una densidad aparente entre 0,66-0,74 g cm^{-3} (CIREN, 2005) Entre las propiedades del suelo que influyen en la emisión de NH_3 , e indirectamente de N_2O , el pH/Eh, la humedad y la temperatura son las más relevantes (Saggar et al., 2009). El contenido de agua (H_2O) en el suelo determina la composición química de los minerales predominantes, el potencial de óxido-reducción del suelo (Artiola, 2004), la concentración de oxígeno (O_2) y las fluctuaciones temporales en las dinámicas del N (Cárdenas et al., 2013), siendo determinada por las condiciones de estrés hídrico y fluctuaciones térmicas (Huijsmans et al., 2003; Pagans et al., 2006).

Al respecto, Hatch et al. (1991; 2000a) indican que la producción de N inorgánico en este tipo de suelos sigue un patrón similar a las condiciones de humedad. En este sentido, otros autores como Videla et al. (2005) establecen que las condiciones de estrés hídrico pueden limitar la actividad de los microorganismos, lo que puede llegar a influir en los procesos de transformación del N aplicado durante la fertilización de la pradera (Cárdenas et al., 2013). De acuerdo a Becerra (2006) los suelos de la Serie Osorno pueden exhibir un cierto nivel de repelencia al agua. Esta hidrofobicidad está determinada por los contenidos, tipo y calidad de la MO y la posición estratégica en que se encuentre a nivel del sistema poroso en el suelo, así como por efectos del manejo del suelo y/o especies vegetales presentes.

Por su parte, Borie et al. (2002) y Matus y Maire (2000) indican que la mineralización del N aportado al suelo está influida por la tasa de descomposición de la MO, en la cual un reservorio de N lábil aporta pequeñas cantidades de N mineral al suelo en corto plazo, ayudando a la actividad biológica, retención de agua en la zona de las raíces, solubilización de algunos compuestos y movilización de nutrientes en el perfil del suelo, en concordancia con lo establecido por Antil et al. (2001). El N mineral puede ser absorbido por las plantas si se encuentra en la forma molecular de amonio (NH_4^+) o bien en la forma nítrica; sin embargo en el primer caso, y dependiendo del pH

del suelo, puede favorecerse la conversión a gas NH_3 que puede ser liberado a la atmósfera (Sommer et al., 2003).

Aunque en menor medida, la textura del suelo también puede influir en la generación de emisiones gaseosas, registrándose mayores pérdidas por volatilización en suelos con textura gruesa y disminuyendo en aquellos suelos que poseen texturas finas. Esto se debe principalmente a la capacidad de adsorción que depende de las arcillas, los oxihidróxidos de hierro y aluminio y coloides orgánicos. Las partículas de la fracción fina del suelo ($50 \mu\text{m}$), físicamente podrían proteger la MO por los mecanismos de adsorción en la superficie de las arcillas y en el entramado de los agregados (Cárdenas et al., 2013; Sagggar et al., 2009). Esto podría provocar una correlación positiva entre la retención de NH_4^+ y el contenido de arcillas del suelo (Matus et al., 2008); también podría ser entre la capacidad de cambio de cationes debida a todos los coloides electronegativos y la retención de NH_4^+ .

El N-NH_4^+ puede volverse parte de una fracción movilizable, que con el tiempo puede convertirse en disponible o permanecer en la fracción inmovilizada que es retenida por el suelo a largo plazo, y que no es propensa a ser utilizada por las plantas o perdida fácilmente (Zagal et al., 2002). A este respecto, es necesario diferenciar entre las formas cambiables como el NH_4^+ y el contenido adsorbido como N orgánico. De manera simultánea, la biomasa microbiana del suelo actúa lentamente sobre la MO, transformando y liberando cantidades de N que si son propensas a ser perdidas por alguna vía, como puede ser la volatilización de NH_3 (Cárdenas et al., 2013).

Un ejemplo de la influencia de esta propiedad del suelo en la emisión de NH_3 es que en suelos de textura franca fertilizados con urea se puede llegar a generar la mitad de pérdidas de N por volatilización de NH_3 durante los 2 a 7 días posteriores a la aplicación del fertilizante (Sommer et al., 2004). Sin embargo, existen otros estudios, como el de Matus y Maire (2000) que establecen que más que el porcentaje de partículas finas del suelo, el porcentaje de saturación de carbono (C) de esta fracción fina sería la que determinaría la retención abiótica del N. Esto se relaciona con el concepto de saturación de C, que establece que existe un potencial del suelo para secuestrar o estabilizar el C orgánico hasta un máximo nivel de almacenamiento (Franzluebbers, 2005), conociéndose este límite como punto de saturación o máximo reservorio de C (Martínez et al., 2008).

Los balances positivos de MO en Andosoles han demostrado que las cantidades de nutrientes disponibles están íntimamente ligadas a la biomasa microbiana (Huygens et al., 2005; 2008;

2011). La actividad microbiana del suelo influye en el ciclo de los nutrientes y por ende en el mecanismo de emisión de gases desde el suelo (Dixon et al., 2011; Cárdenas et al., 2013). Sin embargo, la mayor parte del proceso de volatilización y la mayor cantidad de NH_3 emitido a la atmósfera desde la aplicación de fertilizantes ocurre principalmente en la superficie del suelo y de las plantas, antes que el fertilizante se infiltre a las capas inferiores del suelo y pueda ser transformado por los microorganismos (Martínez-Lagos et al., 2013). Esto puede variar si los fertilizantes son inyectados o incorporados al suelo durante o después de la aplicación, de acuerdo a lo establecido en estudios realizados a nivel internacional (Misselbrook et al., 2002).

Estudios en ecosistemas boscosos y agrícolas del sur de Chile también han determinado mecanismos rápidos de adsorción y desorción abiótica de NH_4^+ en sitios de intercambio y reacciones del NH_4^+ con la MO que pueden llegar a ser importantes para la producción de N inorgánico y para los mecanismos de pérdida del mismo (Huygens et al., 2008; 2011) y por ende de la volatilización de NH_3 . Los resultados de estos estudios sugieren una fuerte retención de nitratos (NO_3^-), tanto en raíces como en la biomasa microbiana y compartimentos del suelo, que determinaría una baja pérdida de N hacia los cursos de agua, lo que fue demostrado por Salazar et al. (2012b). Estas condiciones facilitan la pérdida del N por vía gaseosa, lo que concuerda con los resultados obtenidos por Salazar et al. (2012a) y Martínez-Lagos et al. (2013).

Los mecanismos de retención del N en el suelo mencionados determinarían una baja liberación de este elemento al sistema y, en consecuencia, un suministro insuficiente de N a las praderas (Huygens et al., 2011). Debido a esto, los agricultores locales podrían llegar a aplicar fertilizante nitrogenado en exceso respecto a los requerimientos reales de la pradera (Salazar et al., 2003), incrementando el riesgo de pérdidas por volatilización y elevando los costos de producción (Alfaro y Salazar, 2008). Esta situación en el sur de Chile contrasta con los resultados reportados a nivel internacional, donde altas pérdidas de N por lixiviación han sido determinadas y bajas pérdidas por volatilización han sido contabilizadas (e.g., Di y Cameron, 2002), lo que denota la relevancia de las condiciones edafoclimáticas locales en la generación de emisiones de NH_3 .

VARIABLES CLIMÁTICAS

La pluviometría de la Región de Los Lagos y de Los Ríos presenta altas precipitaciones distribuidas durante todo el año, que aumentan desde

el mar hacia la cordillera, y que convierten a este territorio en uno de los más lluviosos del país. En este sentido, el régimen hídrico histórico de la Provincia de Osorno presenta una precipitación media anual de 1.267 mm, siendo junio el mes más lluvioso y febrero el mes más seco, de acuerdo con los datos de las estaciones meteorológicas del Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA-Remehue). Por otra parte, IREN (1964) y Mella y Kühne (1985) determinaron para la zona una pluviometría anual de 1.200 a 1.500 mm, distribuida en 400 a 500 mm en otoño, 700 mm en invierno, 250 a 400 mm en primavera y 150 a 200 mm en verano.

Las variaciones de relieve, altura y latitud, influyen significativamente en las precipitaciones del territorio, que se concentran principalmente entre los meses de mayo a septiembre. En este sentido, en algunas zonas de la Región de Los Ríos se llega a superar los 2.300 mm de agua caída de acuerdo con los datos registrados por las estaciones meteorológicas de INIA-Remehue. La evaporación anual de este territorio puede llegar a los 779 mm, con un máximo mensual en el mes de enero de 143,7 mm y un mínimo en junio de 14,6 mm, de acuerdo a Novoa et al. (1989).

El clima de la Región de Los Lagos es del tipo templado lluvioso con baja oscilación térmica, debido a la influencia de las grandes masas de agua presentes en el territorio. El registro histórico de 35 años de las estaciones meteorológicas de INIA Remehue (40°31' S; 73°03' O; 73 m.s.n.m.), indica que la temperatura media anual en la zona es de 11,3°C con una máxima media del mes más cálido (febrero) de 23,2°C y una mínima media del mes más frío (julio) de 3,5°C. Por otra parte también se registró que la velocidad del viento promedio anual, medida desde octubre del 2009 a diciembre del 2013, es de 1,0 m s⁻¹, con una velocidad máxima mensual de 1,7 m s⁻¹ y una mínima promedio de 0,4 m s⁻¹.

Las condiciones climáticas en estas dos regiones, que concentran gran parte del total del ganado bovino de Chile, favorecen el establecimiento de praderas de buena calidad con una productividad de materia seca por hectárea media a alta, que sustentan sistemas productivos agropecuarios basados en pastoreo. En estos sistemas la principal entrada de N al sistema la constituye la mineralización, sin embargo otra entrada importante proviene de la aplicación directa de fertilizantes nitrogenados a la pradera (Alfaro y Salazar, 2008).

Al aplicar fertilizantes minerales como la urea, la presencia del H₂O aportada por la precipitación es necesaria, ya que un suelo húmedo es un prerrequisito para que se realice la hidrólisis de la misma (Sommer et al., 2004). Parte de esta urea

se disuelve y transporta por el perfil del suelo, y por su naturaleza química (amida) se hidroliza rápidamente por acción de la enzima ureasa y se une a otras cantidades de N lábil en la forma de N-NH₄⁺. Este nitrógeno amoniacal puede ser absorbido por plantas y/o microorganismos, retenido por los coloides del suelo, convertido en NO₃⁻ y/o nitrito (NO₂⁻), perdido por arrastre o volatilizado como NH₃ (Mora et al., 2007; Alfaro et al., 2008).

Cuando el contenido de humedad del suelo iguala o supera la capacidad de campo (e.g., después de lluvias, o durante invierno), las pérdidas de N por emisión de N₂O pueden ser mayores que las pérdidas por volatilización de NH₃ (Saggar et al., 2009). Esto es debido a que el aumento del contenido de humedad provoca que el aire en los poros sea remplazado por agua, generando condiciones de anaerobiosis, que son un requisito para la actuación del proceso de denitrificación (Azam et al., 2002; Bateman y Baggs, 2005).

Las variaciones temporales causadas por fluctuaciones en el contenido de humedad del suelo pueden ser complementadas con las fluctuaciones en los regímenes de temperatura. Por ejemplo el estudio de Gill et al. (1995), realizado en praderas permanentes de Reino Unido (UK), registró una correlación entre las tasas de producción de N inorgánico y los ascensos de temperatura durante el año, con diferencias de hasta un 30% más de producción durante las estaciones cálidas en comparación a las estaciones frías, misma relación que fue reportada por Ortega y Mardonez (2005), lo que se explica por un cambio en la actividad de comunidad microbiana, en la composición bioquímica de la fracción de N liberada o a cambios en los mecanismos de transporte (e.g., difusión) (Benbi y Richter, 2002).

Teniendo en cuenta el pH del suelo, mayores temperaturas podrían incrementar la tasa de hidrólisis de la urea, por lo que se produciría más rápido el paso del N amoniacal disuelto en la solución del suelo hacia el aire (Fig. 1). Es por eso que mayores emisiones de NH₃ podrían esperarse en meses cálidos y en días más largos (según la latitud) (Sommer y Hutchings, 2001). Sommer et al. (1991; 2004) establecen que además de las variaciones de humedad y temperatura, la velocidad del viento y la estabilidad atmosférica pueden llegar a afectar las tasas de emisión de NH₃ pero solo por cortos periodos de tiempo.

MANEJO DEL NITRÓGENO APLICADO COMO FERTILIZANTE

Se estima que el consumo global de fertilizantes nitrogenados asciende a 94,6 Tg N, y el uso de los fertilizantes nitrogenados se ha incrementado

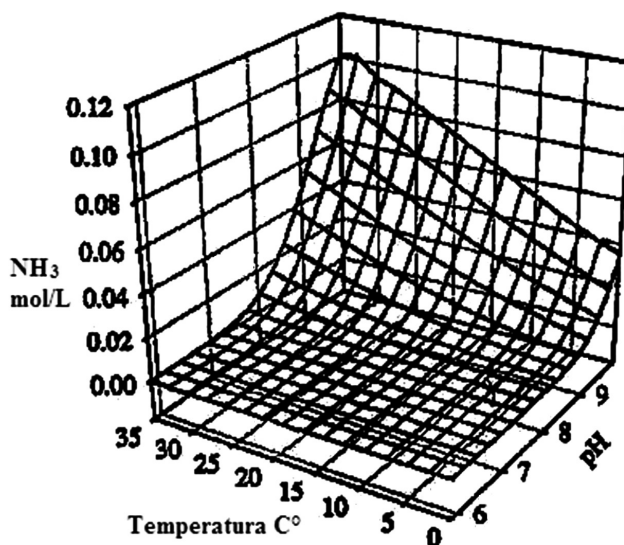


Fig. 1. Relación entre emisión de NH_3 (mol L^{-1}), pH y temperatura ($^{\circ}\text{C}$)

Fig. 1. Relationship between NH_3 emissions (mol L^{-1}), pH and temperature ($^{\circ}\text{C}$)

Fuente: Modificado de Sommer et al., 2004.

desde 1970, sobre todo en los países en desarrollo, siendo entre 15-16% del uso global destinado a acciones de manejo de pastoreo animal y cultivos (Saggar et al., 2009). Las emisiones gaseosas desde praderas permanentes están directamente relacionadas con los aportes de N que se introducen al sistema (Sommer et al., 2004).

Sin embargo, el efecto de la adición de fertilizantes minerales puede diferir del efecto ejercido por la adición de fertilizantes orgánicos (Hatch et al., 2000b; Malý et al., 2002; Aguilera et al., 2010). La ventaja de los primeros es que los nutrientes están disponibles para ser usados por las plantas de forma inmediata, además porque pueden estimarse las cantidades exactas de los nutrientes suministrados. Con el uso de fertilizantes orgánicos se realiza una liberación más lenta de los nutrientes, debido a la degradación de la MO realizada por los microorganismos que forman una serie de compuestos inorgánicos que las plantas pueden aprovechar (Huygens et al., 2008; 2011). La respuesta de la actividad microbiana del suelo está correlacionada con el tamaño de la fracción lábil de C en el sustrato orgánico (Chadwick et al., 2000; Cárdenas et al., 2013).

Todos los fertilizantes nitrogenados están expuestos a sufrir pérdidas por volatilización de NH_3 . Sin embargo, las propiedades de cada fertilizante en particular y las reacciones que se presentan al entrar en contacto con el suelo pueden promover diferencias importantes en términos de magnitud de las pérdidas de N por emisión de NH_3 (Sommer et al., 2004). En este sentido, los

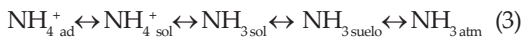
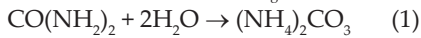
fertilizantes de liberación lenta o de liberación controlada han sido utilizados como alternativa al uso de urea tradicional, ya que pueden limitar la disponibilidad del nutriente para la planta y/o extender la disponibilidad del mismo en el tiempo (Sanz et al., 2008). Los patrones de entrega de nutrientes de cada fertilizante dependen de las condiciones del suelo y del clima.

Urea

La urea es la fuente predominante de fertilizante nitrogenado inorgánico utilizada en las actividades agrícolas mundiales, representando el 50% del consumo total de los fertilizantes nitrogenados (Sanz et al., 2008). El mayor uso de este fertilizante a nivel global se debe a su alta concentración de N (46%) (Sommer et al., 2004). Sin embargo, la eficiencia de este fertilizante puede verse disminuida por las pérdidas de N en forma gaseosa dependiendo de las condiciones edafoclimáticas del área (Kissel et al., 2008).

Cuando la urea es depositada en las capas superficiales del suelo, se hidroliza a NH_4^+ por acción de la ureasa (1) (Whitehead, 1995). Este fertilizante es de naturaleza higroscópica por lo que reacciona rápidamente a la humedad del entorno. La hidrólisis de la urea produce bicarbonato (HCO_3^-) que, temporalmente, eleva el pH del suelo en el área de hidrólisis (2). Simultáneamente, se establece un equilibrio entre el amonio adsorbido ($\text{NH}_4^+_{\text{ad}}$) y el amonio en la solución del suelo ($\text{NH}_4^+_{\text{sol}}$) con el NH_3 en solución (NH_3_{sol}), el NH_3 en la fase gaseosa del suelo ($\text{NH}_3_{\text{gassuelo}}$) y el

NH_3 en la atmósfera ($\text{NH}_{3\text{gasatm}}$) (3).



La conversión de NH_4^+ a NH_3 , y viceversa, está gobernada por el pH. El aumento del pH alrededor del grano de urea está influenciada por la humedad del suelo y resulta del consumo de protones (Salazar et al., 2012a). Es durante este periodo de hidrólisis e incremento del pH del micrositio donde está el grano de urea, cuando es más probable que existan pérdidas de N en forma de NH_3 . En este sentido, autores como Sommer et al. (2004) establecen que a $\text{pH} > 7$ se favorece la mayor proporción de N en forma de NH_3 con respecto a N en forma de NH_4^+ , sobre todo a altas temperaturas (Fig. 1).

La hidrólisis de la urea es una condición necesaria para que se efectúe emisión de NH_3 , estando fuertemente ligada a la actividad de la ureasa (Gioacchini et al., 2002). Esta enzima es influenciada por el contenido volumétrico de H_2O en el suelo, pH, temperatura, C orgánico y la concentración inicial de N amoniacal (Bolado et al., 2005; Corstanje et al., 2007; Cartes et al., 2009). Con la hidrólisis se incrementa la cantidad de N lábil al producirse N-NH_4^+ que es la fuente de casi todas las pérdidas del N aplicado. Un ejemplo de lo anterior es que en condiciones de campo, las tasas de pérdida de NH_3 por volatilización generalmente disminuyen al cabo de 5-10 días debido a la reducción en la concentración de este N amoniacal (Sommer et al., 2004).

En suelos muy secos, con un contenido de humedad inferior al punto de marchitez permanente, se han determinado tasas insignificantes de hidrólisis de urea (Kissel et al., 2008). Al respecto, Sommer et al. (2004) indican que menos de 10 mm de lluvia caída tienen poco efecto sobre la magnitud de la emisión de NH_3 , mientras que lluvias entre 10-16 mm reducen las pérdidas de N si la urea permanece en una forma no hidrolizada, y sobre 20-25 mm no se han reportado pérdidas por volatilización. Estos resultados concuerdan completamente con lo reportado previamente por Black et al. (1985; 1987) y Sommer y Hutchings (2001).

Para determinar la influencia de las variables climáticas en la pérdida de N por volatilización de NH_3 luego de aplicar urea a una pradera permanente en suelo Andosol del sur de Chile, Salazar et al. (2012a) aplicaron el método de balance micrometeorológico de masas "Flujo Horizontal Integrado", descrito por Denmead et al. (1977), llegando a determinar pérdidas de N de 1,4-7,7% para aplicaciones realizadas en época de invierno con una temperatura media en torno a los 9,6

°C y una precipitación máxima acumulada para el periodo experimental del 2007 de 106,6 mm. En la época de primavera, con una temperatura media en torno a los 17,0 °C y una precipitación máxima acumulada para el periodo experimental del 2008 de 14,6 mm, se determinaron pérdidas de N entre 12,2-26,7%. En este estudio se determinó una fuerte y directa influencia de los patrones climáticos, especialmente de la precipitación y la temperatura, en la tasa de emisión del NH_3 . Además se determinó que las pérdidas reportadas bajo las condiciones experimentales locales, se encuentran en el rango de lo reportado internacionalmente, donde se han registrado pérdidas de casi el 50% del N aplicado (van der Weerden and Jarvis, 1997; Eckard et al., 2003).

Por otra parte, la forma física de aplicación de la urea al suelo (e.g., pellet, solución o polvo) también ejercen un efecto sobre los patrones de volatilización de NH_3 en relación a la disolución y difusión del fertilizante en el perfil del suelo. A menor diámetro, la emisión ocurrirá antes, debido a la velocidad con que las partículas son hidrolizadas en relación a formas de mayor tamaño (Sommer et al., 2004). Finalmente, es necesario considerar que en condiciones de campo, además del N aplicado como urea (fertilizante mineral), el suelo también puede recibir N orgánico en la forma ureica, ya que este compuesto es un constituyente de la orina del ganado (Webb, 2001).

Purín de lechería

A nivel global se estima una producción anual de 20.000.000.000 t de desechos animales, en los cuales el 70% del N presente en la orina se encuentra en forma de urea (Saggar et al., 2009). En zonas de pastoreo intensivo, las praderas tienen, en general, una mayor cantidad de N que la que requieren los animales para realizar la síntesis de proteínas, lo cual induce a pérdidas de N en las excretas animales. Se estima que en condiciones de pastoreo, los animales pueden llegar a excretar del 75-90% del N ingerido (Whitehead, 1995).

La utilización de los residuos orgánicos, como los desechos de animales generados en la granja, aumenta o mantiene la fertilidad del suelo, por adición de la fibra y MO presente en la composición de los mismos, y dispone eficientemente los desechos agrícolas de las unidades productivas, ayudando al reciclaje interno de los nutrientes dentro del predio (Chang et al., 2007; Watanabe et al., 2007; Salazar, 2012). Entre los residuos orgánicos, las enmiendas con purines de lechería constituyen una práctica común, que representa una importante fuente de nutrientes, supliendo parcial o totalmente los requerimientos de fertilización de praderas permanentes en el sur de Chile (Salazar et al., 2003).

El purín fresco contiene un porcentaje de formas lábiles de MO (e.g., ácidos grasos volátiles, alcoholes, fenoles) y otro porcentaje de formas estables, mientras que el purín tratado aeróbicamente contiene las formas más estables de MO (Salazar et al., 2007). En este último proceso, el purín sufre procesos de descomposición que determinan la disponibilidad de los nutrientes y su valor como fertilizante (Huijsmans et al., 2003; Salazar, 2012). Aproximadamente el 50% del N en el purín bovino lechero se encuentra en forma inorgánica (principalmente en forma de N amoniacal proveniente de la urea en la orina), el cual queda directamente disponible para que las plantas puedan utilizarlo después de la aplicación a la pradera (Hoekstra et al., 2011).

El purín aplicado regularmente como fertilizante produce en el suelo un alto consumo inicial del N inorgánico por parte de la biomasa microbiana (Hatch et al., 2002) que se encuentra receptiva de acuerdo a los diferentes estados de actividad fisiológica (Benbi y Richter, 2002), lo cual la hace reaccionar rápidamente ante la presencia de fuentes de C de fácil descomposición (Salazar, 2012). El efecto de la actividad microbiana en la emisión de NH_3 posterior a la aplicación de purines en praderas es pequeño porque ésta se realiza antes que el purín infiltre en el suelo (Martínez-Lagos et al., 2013).

Martínez-Lagos et al. (2013) también midieron la volatilización de NH_3 al aplicar purines a una pradera permanente, determinando pérdidas equivalentes al 7 y 8% del total de N aplicado, y de 22 y 34% del N amoniacal total aplicado en los inviernos de los años 2009 y 2011 (con una temperatura media promedio de $9,0^\circ\text{C}$ y una precipitación acumulada máxima de 36,1 mm para el periodo experimental del invierno del 2011), respectivamente. Durante el inicio y final de la primavera del 2011, con temperatura media promedio de $11,8^\circ\text{C}$ y una precipitación acumulada máxima de 34,2 mm para el periodo experimental de inicio de primavera se cuantificaron pérdidas de 16 y 21% del total de N aplicado equivalentes al 88 y 74% del N amoniacal total aplicado, respectivamente.

Los resultados concuerdan con lo reportado por Sommer and Hutchings (2001), quienes reportan altas tasas de emisión inmediatamente después de la aplicación de purines al suelo, con más de 50% del total de las emisiones acontecidas dentro de las primeras 24 horas post-aplicación. Debe resaltarse que estas pérdidas de N amoniacal total son bastante altas durante la primavera (> 70%) a pesar que el pH del área de estudio en ambos casos era de naturaleza ácida ($\text{pH} < 6$), que en teoría induciría a bajas emisiones de NH_3 (Fig. 1). En base a lo anterior, y al igual

que en el estudio realizado utilizando urea como fuente nitrogenada, las emisiones de NH_3 estarían siendo influenciadas significativamente por las demás condiciones ambientales.

Urea más inhibidor de la ureasa

En el establecimiento de praderas de alta productividad de materia seca, la mayor cantidad de absorción de nutrientes y la mejor eficiencia de uso de ellos ha incentivado el uso de fertilizantes que controlan o liberan lentamente los nutrientes contenidos de acuerdo con los requerimientos de la planta (Trenkel, 2010). En este sentido se ha desarrollado una asociación entre urea más inhibidores de la ureasa, cuya función es retrasar la amonificación, permitiendo al N del fertilizante permanecer más tiempo en el suelo en forma de N-amoniacal (Sommer et al., 2004).

Vinculado a la reducción de las pérdidas de N por volatilización de NH_3 , se han aplicado inhibidores de ureasa que previenen o suprimen, durante un cierto período de tiempo, la transformación de N-amida de la urea a NH_4^+ y al hidróxido de amonio (NH_4OH) (Trenkel, 2010). El mecanismo de acción de este tipo de productos se produce cuando parte de las moléculas enzimáticas son ocupadas por el inhibidor aplicado, que al presentar una semejanza estructural con el sustrato, le permite situarse en el centro activo y bloquear la catalización enzimática. Esto produce el descenso en la velocidad de reacción desde el punto de vista cinético, provocando la disminución en la tasa de hidrólisis, reduciendo las pérdidas por volatilización de NH_3 e indirectamente las pérdidas por lixiviación, y finalmente aumentando la eficiencia del fertilizante (Rawluk et al., 2001; Zaman et al., 2008).

El uso de este tipo de fertilizantes a nivel global se ha duplicado entre 1990 y el año 2000, sin embargo debido a que en algunos países poseen un alto costo, solo representan el 0,15% del uso total de los fertilizantes (Saggar et al., 2009). De los diferentes inhibidores que se han probado, el fosforil di y tri amida, la hidroquinona, (N-(n-butyl) triamida tío fosfórica (NBPT) y fenilfosforodiamida (PPD/ PPDA) han sido de los más utilizados (Sommer et al., 2004). Sin embargo, la eficiencia de estos depende del manejo, las condiciones ambientales y del suelo (Watson et al., 2008; Zaman et al., 2009).

Trenkel (2010) estima que la aplicación de urea con inhibidor de la ureasa puede llegar a retrasar la transformación de la N-amida a N-amoniacal de 7 a 14 días, lo que resulta beneficioso en suelos donde las pérdidas gaseosas son grandes, en que la incorporación de la urea al suelo es difícil porque no se lava fácilmente por la lluvia, y donde el laboreo del suelo es mínimo, lo que provoca

acumulación de MO. Por otra parte, Sommer et al. (2004) indican que la aplicación de urea con inhibidor de la ureasa en un suelo húmedo durante un periodo seco no suele reducir significativamente las emisiones amoniacales, pero la eficiencia del inhibidor aumenta si se aplica después de una fuerte lluvia, debido a que el NBPT se convierte al análogo oxigenado (N-(n-butyl) triamida tío fosfórica (NBPTO). Este último compuesto ha probado tener un efecto inhibidor de la ureasa aún más fuerte que el NBPT (Kot et al., 2001).

Parte del inhibidor se produce al dar más tiempo para que la urea se infiltre en el suelo por difusión o convección después de eventos importantes de lluvia (Sommer et al., 2004). La aplicación de inhibidores de la ureasa con otros desechos animales como orina también se ha probado, reportándose retraso en la hidrólisis, la reducción de las emisiones amoniacales y mejora en la relación N:P en el suelo, lo que beneficia el crecimiento de las plantas (Varel et al., 1999; Saggart et al., 2009).

Finalmente, de acuerdo a lo reportado por la literatura internacional, el uso de los inhibidores ha probado ser beneficioso, sin embargo en Chile existen solo dos estudios respecto de la eficiencia del uso de estos en la reducción de emisiones de NH_3 (Salazar et al., 2013) y N_2O (Vistoso et al., 2012) en praderas permanentes del sur de Chile. El primer estudio fue realizado comparando la aplicación de urea tradicional y urea más un inhibidor de la ureasa por medio de un sistema de túneles de viento, descrito por Lockyer (1984), registrándose reducciones entre 60-78% del total de N aplicado en diferentes estaciones del año (Salazar et al., 2013). Para las condiciones locales se espera que el uso de este tipo de fertilizantes facilite la sincronización de las aplicaciones de N en praderas, además de la obtención de beneficios ambientales asociados a la reducción de las emisiones de NH_3 por aplicación de fertilizantes nitrogenados.

RECOMENDACIONES PARA REDUCIR LA VOLATILIZACIÓN DE NH_3

Se han indicado numerosas estrategias para reducir las pérdidas de N por volatilización de NH_3 al aplicar fertilizantes a praderas (Ndegwa et al., 2008); estas requieren el empleo de Buenas Prácticas Agrícolas, con cambios concretos en el manejo de los predios (Sheppard y Bittman, 2013). Estos cambios incluyen la selección del tipo de fertilizante adecuado para las necesidades del predio, aplicándolo en la dosis, época y mejor forma posible, y en sincronía con los requerimientos reales de las plantas y la fertilidad inicial del suelo (Eckard et al., 2003).

Algunas de las condiciones que deben tenerse en cuenta porque favorecen la generación de emisiones amoniacales al aplicar N a praderas son: falta de humedad del suelo (pre y post aplicación); falta de lluvia (post aplicación); altas temperaturas; pH del suelo alcalino; baja CIC; bajo contenido de materia orgánica; presencia de residuos de cultivo en la superficie del suelo, ya que pueden dificultar que el fertilizante penetre al suelo; fuertes vientos en periodos largos de tiempo, porque influyen en la resecación del suelo; y que la pradera no se encuentre en el periodo de crecimiento activo o de mayor demanda de nutrientes (Salazar et al., 2012a; 2013 Martínez-Lagos et al., 2013).

Además, al utilizar fertilizantes de origen orgánico, es necesario considerar el tipo y composición del desecho animal, las características químicas del suelo donde se aplicará, y la dosis, época y la forma idónea de aplicación (aspersión con plato, en banda o con usando inyectores) (Sommer y Hutchings, 2001; Ross et al., 2002; Huijismans et al., 2003; Mattila y Joki-Tokola, 2003). Otros factores que deben tenerse en cuenta son el número de animales en el predio y su manejo en términos de duración del tiempo de pastoreo/estabulación (Núñez et al., 2010; Sheppard y Bittman, 2013), forma de almacenamiento de los desechos generados (Salazar et al., 2012), y cambios en la dieta animal (por ejemplo dietas balanceadas con alta energía y baja proteína) (Ferguson et al., 2001; Monteny et al., 2002; Misselbrook et al., 2005; Merino et al., 2008; Burgos et al., 2010; Powell et al., 2011). Es importante tener en cuenta que las características del fertilizante aplicado también puede influir en la generación de gases con efecto invernadero (Jones et al., 2007; Collins et al., 2011).

Finalmente, la utilización de inhibidores de ureasa en combinación con el fertilizante nitrogenado reduce significativamente las emisiones amoniacales, ya que retarda la hidrólisis de la urea, de modo que el aumento del pH se mantiene al mínimo y una mayor cantidad de amonio producido se mantiene dentro del sistema suelo-planta (Ndegwa et al., 2008; Zaman et al., 2008; 2009; Trenkel, 2010; Salazar et al., 2013).

CONCLUSIONES

La revisión efectuada indica que los principales factores que pueden afectar la magnitud de las pérdidas de N por volatilización de NH_3 luego de la aplicación de urea y purín de lechería a praderas permanentes en Andosoles son las variables climáticas y las condiciones del suelo. Además, el mal manejo de la fertilización de praderas también puede influir en la emisión de NH_3 , provo-

cando pérdidas económicas a los productores e impactos negativos al medio ambiente.

El uso de los fertilizantes nitrogenados con inhibidores de la nitrificación puede contribuir a mejorar la eficiencia de uso del N aplicado, minimizando los riesgos de pérdidas de N vía volatilización de NH_3 .

Finalmente, es necesaria la generación de más información sobre propiedades del suelo, condiciones de manejo de los sistemas productivos locales, las variables climáticas y sus fluctuaciones en el tiempo y las posibles interacciones entre estos factores, para entender de forma integral el mecanismo de emisión de NH_3 a la atmósfera y poder cuantificarlo adecuadamente, lo que es básico para poder generar estrategias de reducción a largo plazo.

LITERATURA CITADA

- Aguilera, P., G. Briceño, M. Mora, R. Demanet, and G. Palma. 2010. Effect of liquid cow manure on chemical and biological properties in an Andisol. *R. C. Suelo Nutr. Veg.* 10(2):158-169.
- Aguilera S., G. Borie, P. Peirano, and G. Galindo. 1997. Organic matter in volcanic soils in Chile: Chemical and biochemical characterization. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 28:899-912.
- Alfaro, M., and F. Salazar. 2008. Livestock production and diffuse pollution in a volcanic soil. *J. Soil Sc. Plant Nutr.* 8(2):1-8.
- Alfaro, M., F. Salazar, S. Iraira, N. Teuber, D. Villarroel, and L. Ramírez. 2008. Nitrogen, phosphorus and potassium losses in a grazing system with different stocking rates in a volcanic soil. *Chil. J. Agr. Res.* 68:146-155.
- Antil, R., R. Lovell, D. Hatch, and S. Jarvis. 2001. Mineralization of nitrogen in permanent pastures amended with fertilizer or dung. *Biol. Fertil. Soils* 33:132-138.
- Artiola, J. 2004. Environmental chemical properties and processes. p. 240-261. In Artiola, I.L. Pepper and M.L. Brusseau (eds.) *Environmental Monitoring and Characterization*. Elsevier Academic Press, Burlington, USA.
- Azam, F., C. Müller, A. Weiske, G. Benckiser, and J. Ottow. 2002. Nitrification and denitrification as sources of atmospheric nitrous oxide—role of oxidizable carbon and applied nitrogen. *Biol. Fert. Soils* 35(1):54-61.
- Bateman, E., and E. Baggs. 2005. Contributions of nitrification and denitrification to N_2O emissions from soils at different water-filled pore space. *Biol. Fert. Soils* 41(6):379-388.
- Becerra, J. 2006. Efecto de la materia orgánica y el manejo sobre la hidrofobicidad de suelos volcánicos. *R. C. Suelo Nutr. Veg.* 6(2):13-27.
- Benbi, D., and J. Richter. 2002. A critical review of some approaches to modeling nitrogen mineralization. *Biol. Fert. Soils* 35:168-183.
- Black, A., R. Sherlock, K. Cameron, N. Smith, and K. Goh. 1985. Comparison of three field methods for measuring ammonia volatilization from urea granules broadcast on to pasture. *J. Soil. Sci.* 36(2):271-280.
- Black, A., R. Sherlock, and N. Smith. 1987. Effect of timing of simulated rainfall on ammonia volatilization from urea applied to soil of varying moisture content. *J. Soil. Sci.* 38:679-687.
- Bolado, R., A. Alonso-Gaite, and J. Álvarez-Benedí. 2005. Characterization of nitrogen transformations, sorption and volatilization processes in urea fertilized soils. *Vadose Zone J.* 4:329-336.
- Borie, G., P. Peirano, H. Zunino, and S. Aguilera. 2002. N-pool in volcanic ash-derived soils in Chile and its changes in deforested sites. *Soil Biol. Biochem.* 34:1201-1206.
- Burgos, S., N. Embertson, Y. Zhao, F. Mitloehner, E. DePeters, and J. Fadel. 2010. Prediction of ammonia emission from dairy cattle manure based on milk urea nitrogen: relation of milk urea nitrogen to ammonia emissions. *J. Dairy Sc.* 93:2377-2386.
- Cárdenas, L., D. Hatch, D. Scholefield, D. Jhurreea, I. Clark, P. Hirsch, F. Salazar, S. Rao-ravella, and M. Alfaro. 2013. Potential mineralization and nitrification in volcanic grassland soils in Chile. *J. Soil Sc. Plant Nutr.* 59(3):380-391.
- Cartes, P., A. Jara, R. Demanet, and M. Mora. 2009. Urease activity and nitrogen mineralization kinetics as affected by temperature and urea input rate in Southern Chilean Andisols. *R. C. Suelo Nutr. Veg.* 9(1):69-82.
- Chadwick, D., F. John, B. Pain, B. Chambers, and J. Williams. 2000. Plant uptake of nitrogen from the organic nitrogen fraction of animal manures: a laboratory experiment. *J. Agr. Sci.* 134:159-168.
- Chang, E., R. Chung, and Y. Tsai. 2007. Effect of different application rates of organic fertilizer on soil enzyme activity and microbial population. *Soil Sci. Plant Nutr.* 53(2):132-140.
- CIREN. 2005. Descripción de suelos, materiales y símbolos. Estudio agrológico X Región, Tomo II. Publicación N° 123. Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN), Santiago, Chile.
- Collins, H., J. Streubel, A. Alva, C. Frear, S. Chen, S. Fransen, C. Kruger and D. Granatstein. 2011. Greenhouse gas emissions from an irri-

- gated silt loam soil amended with anaerobic digested dairy manure. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 75:2206-2216.
- Corstjanje, R., R. Schulin, and R. Lark. 2007. Scale-dependent relationships between soil organic carbon and urease activity. *Eur. J. Soil Sci.* 58:1087-1095.
- Casanova, M., and C. Benavides. 2009. Mapping potential losses of N-urea by volatilization in soils of Central Chile. *J. Soil Sc. Plant Nutr.* 9:14-25.
- Demagnet, R., C. Canseco, P. Núñez, and M. Mora. 2006. The effect of the grazing system on nitrogen losses, production and quality of a mixture of pasture in Southern Chile. Part 155-6. In 18th World Congress of Soil Science, Philadelphia, Pennsylvania, USA. July 9-15, 2006. International Union of Soil Sciences. ISRIC, World Soil information, Wageningen, The Netherlands.
- Denmead, O., J. Simpson, and J. Freney. 1977. Direct field measurement of ammonia emission after injection of anhydrous ammonia. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41:1001-1004.
- Di, H., and K. Cameron. 2002. Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 46:237-256.
- Díaz, M., R. Strader, and C. Davidson. 2003. An ammonia emission inventory for fertilizer application in the United States. *Atmos. Environ.* 37:2539-2550.
- Dixon, E., L. Cárdenas, M. Alfaro, F. Salazar, and D. Hatch. 2011. High rates of nitrogen cycling in volcanic soils from Chilean grasslands. *Rapid Commun. Mass Spectrom.* 25:1-6.
- Eckard, R., D. Chen, R. White, and D. Chapman. 2003. Gaseous nitrogen loss from temperate perennial grass and clover dairy pastures in south-eastern Australia. *Aust. J. Agr. Res.* 54:561-570.
- Erismán, J., A. Bleeker, J. Galloway, and M. Sutton. 2007. Reduced nitrogen in ecology and the environment. *Environ. Pollut.* 150:140-149.
- Ferguson, J., Z. Dou, and C. Ramberg. 2001. An assessment of ammonia emissions from dairy facilities in Pennsylvania. *Sci. World J.* 2 (suppl):348-55.
- Franzluebbers, A. 2005. Soil organic carbon sequestration and agricultural greenhouse gas emissions in the southeastern USA. *Soil Till. Res.* 83(1):120-147.
- Gastal, F., and G. Lemaire. 2002. N uptake and distribution in crops: an agronomical and ecophysiological perspective. *J. Exp. Bot.* 53:789-799.
- Gill, K., S. Jarvis, and D. Hatch. 1995. Mineralization of nitrogen in long-term pasture soils: effects of management. *Plant Soil* 172:153-162.
- Gioacchini, P., A. Nistri, C. Marzadori, C. Giovannini, L. Antisari, and C. Gessa. 2002. Influence of urease and nitrification inhibitors on N losses from soils fertilized with urea. *Biol. Fert. Soils* 36(2):129-135.
- Gordon, R., G. Patterson, T. Harz, V. Rodd, and J. MacLeod. 2000. Soil aeration for dairy manure spreading on forage: Effects on ammonia volatilisation and yield. *Can. J. Soil Sci.* 80(2):319-326.
- Guarino, M., A. Costa, and M. Porro. 2007. Photocatalytic TiO₂ coating-to reduce ammonia and greenhouse gases concentration and emission from animal husbandries. *Biore-source Technology* 99(7):2650-2658.
- Harrison, R., and J. Webb. 2001. A review of the effect of N fertilizer type on gaseous emissions. *Adv. Agron.* 73:65-108.
- Hatch, D., A. Bhogal, R. Novell, M. Shepherd, and S. Jarvis. 2000a. Comparison of different methodologies for field measurement of net nitrogen mineralization in pasture soils under different soil conditions. *Bio. Fertil. Soils* 32:287-293.
- Hatch, D., S. Jarvis, and S. Reynolds. 1991. An assessment of the contribution of net mineralization to N cycling in grass swards using a field incubation method. *Plant Soil* 138:23-32.
- Hatch, D., R. Lovell, R. Antil, S. Jarvis, and P. Owen. 2000b. Nitrogen mineralization and microbial activity in permanent pastures amended with nitrogen fertilizer or dung. *Biol. Fertil. Soils* 30:288-293.
- Hatch, D., M. Sprosen, S. Jarvis, and S. Ledgard. 2002. Use of labelled nitrogen to measure gross and net rates of mineralization and microbial activity in permanent pastures following fertilizer applications at different time intervals. *Rapid Commun. Mass Spectrom* 16:2172-2178.
- Hoekstra, N., S. Lalor, K. Richards, N. O'Hea, J. Dungait, R. Schulte, and O. Schmidt. 2011. The fate of slurry-N fractions in herbage and soil during two growing seasons following application. *Plant and Soil* 342:83-96.
- Huijsmans, J., J. Hol, and G. Vermeulen. 2003. Effect of application method, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to arable land. *Atmos. Environ.* 37(26):3669-3680.
- Huygens, D., P. Boeckx, P. Templer, L. Paulino, O. Van Cleemput, C. Oyarzún, C. Müller, and

- R. Godoy. 2008. Mechanisms for retention of bioavailable nitrogen in volcanic rainforest soils. *Nature Geoscience* 1:543-548.
- Huygens, D., P. Boeckx, O. Van Cleemput, C. Oyarzún, and R. Godoy. 2005. Aggregate and soil organic carbon dynamics in South Chilean Andisols. *Biogeosciences* 2:159-174.
- Huygens, D., D. Roobroeck, L. Cosyn, F. Salazar, R. Godoy, and P. Boeckx. 2011. Microbial nitrogen dynamics in south central Chilean agricultural and forest ecosystems located on an Andisol. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 89(2):175-187.
- Hyde, B., O. Carton, P. O'toole, and T. Misselbrook. 2003. A new inventory of ammonia emissions from Irish agriculture. *Atmos. Environ.* 37:55-62.
- IREN. 1964. Suelos. Descripciones proyecto aerofotogramétrico Chile/OEA/BID. Publicación N° 2. Instituto de Investigación de Recursos Naturales (IREN), Santiago, Chile.
- IUSS. 2007. World Reference Base for Soil Resources 2006; a framework for international classification, correlation and communication. Working Group WRB. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome, Italy.
- Jones, S., R. Rees, U. Skiba, and B. Ball. 2007. Influence of organic and mineral N fertilizer on N₂O fluxes from a temperate grassland. *Agr. Ecosyst. Environ.* 121:74-83.
- Kissel, D., M. Cabrera, and S. Paramasivam. 2008. Ammonium, ammonia, and urea reaction in soils. p. 101-155. In Schepers, J., Raun, W. (eds.), *Nitrogen in Agricultural Systems*. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA.
- Kot, M., W. Zaborska, and K. Orlinska. 2001. Inhibition of jack bean urease by N-(n-butyl) thiophosphorictriamide and N-(n-butyl) phosphorictriamide: determination of the inhibition mechanism. *J. Enzyme Inhib.* 16(6):507-16.
- Krupa, S. 2003. Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review. *Environ. Pollut.* 124(2):179-221.
- Lockyer, D. 1984. A system for the measurement in the field of losses of ammonia through volatilization. *J. Sci. Food. Agr.* 35:837-848.
- Luo, C., C. Zender, H. Bian, and S. Metzger. 2007. Role of ammonia chemistry and coarse mode aerosols in global climatological inorganic aerosol distributions. *Atmos. Environ.* 41:2510-2533.
- Malý, S., B. Sarapatka, and M. Krsková. 2002. Seasonal variability in soil N mineralization and nitrification as influenced by N fertilization. *Rostlinná Výroba* 48(9):389-396.
- Martínez, H., J. Fuentes, y E. Acevedo. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *J. Soil Sc. Plant Nutr.* 8(1):68-96.
- Martínez-Lagos, J., F. Salazar, M. Alfaro, and T. Misselbrook. 2010. Inventory of ammonia emissions from livestock production in the Los Lagos and Los Rios Regions, Chile. *Chil. J. Agr. Res.* 70:95-103.
- Martínez-Lagos, J., F. Salazar, M. Alfaro, and T. Misselbrook. 2013. Ammonia volatilization following dairy slurry application to permanent grassland on a volcanic soil. *Atmos. Environ.* 80:226-231.
- Mattila, P., and E. Joki-Tokola. 2003. Effect of treatment and application technique of cattle slurry on its utilization by ley: I. Slurry properties and ammonia volatilization. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 5(3):221-230.
- Matus, F., C. Lusk, and C. Maire. 2008. Effects of soil texture, carbon input rates, and litter quality on free organic matter and nitrogen mineralization in Chilean rain forest and agricultural soils. *Commun. Soil Sci. Plan.* 39:187-201.
- Matus, F., y C. Maire. 2000. Relación entre la materia orgánica y textura del suelo y tasas de mineralización de carbono y nitrógeno. *Agr. Tec.* 60(2):112-126.
- Mella, L., and A. Kühne. 1985. Sistemática y descripción de las familias, asociaciones y series de suelos derivados de materiales piroclásticos de la zona central-sur de Chile. p. 547-716. In Tosso T., J. (ed). *Suelos volcánicos de Chile*. INIA, Santiago, Chile.
- Merino, P., H. Arriaga, G. Salcedo, M. Pinto, and S. Calsamiglia. 2008. Dietary modification in dairy cattle: Field measurements to assess the effect on ammonia emissions in the Basque Country. *Agr. Ecosyst. Environ.* 123(1-3):88-94.
- Misselbrook, T., D. Chadwick, S. Gilhespy, B. Chambers, K. Smith, J. Williams, and U. Dragosits. 2010. Inventory of ammonia emissions from UK agriculture 2009. DEFRA, Inventory Submission Report, UK.
- Misselbrook, T., J. Powell, G. Broderick, and J. Grabber. 2005. Dietary manipulation in dairy cattle: laboratory experiments to assess the influence on ammonia emissions. *J. Dairy Sci.* 88:1765-1777.
- Misselbrook, T., K. Smith, R. Johnson, and B. Pain. 2002. Slurry application techniques to reduce ammonia emissions: Results of some UK field-scale experiments. *Biosystems Engineering* 81(3):313-321.
- Misselbrook, T., T. van der Weerden, B. Pain, S. Jarvis, B. Chambers, K. Smith, V. Phillips, and T. Demmers. 2000. Ammonia emission factors for UK agriculture. *Atmos. Environ.*

- 34:871-880.
- Monteny, G., M. Smits, G. van Duinkerken, H. Mollenhorst, and I. de Boer. 2002. Prediction of ammonia emission from dairy barns using feed characteristics. Part II: Relation between urinary urea concentration and ammonia emission. *J. Dairy Sci.* 85(12):3389-3394.
- Mora, M., P. Cartes, P. Núñez, M. Salazar, and R. Demanet. 2007. Movement of NO_3^- -N and NH_4^+ -N in an Andisol and its influence on ryegrass production in a short term study. *J. Soil Sc. Plant Nutr.* 7(2):46-64.
- Ndegwa, P. A. Hristov, J. Arogo, and R. Sheffield. 2008. A review of ammonia emission mitigation techniques for concentrated animal feeding operations. *Biosystems Engineering* 100:453-469.
- Novoa, R., S. Villaseca, P. del Canto, J. Rocuant, C. Sierra, y A. del Pozo L. 1989. Mapa agroclimático de Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Santiago, Chile.
- Núñez, P., R. Demanet, T. Misselbrook, M. Alfaro, and M. Mora. 2010. Nitrogen losses under different cattle grazing frequencies and intensities in a volcanic soil of Southern Chile. *Chil. J. Agr. Res.* 70:237-250.
- Núñez, P., R. Demanet, F. Matus, and M. Mora. 2007. Grazing management, ammonia and nitrous oxide emissions: a general view. *J. Soil Sc. Plant Nutr.* 7(3):61-99.
- ODEPA. 2013a. Leche: producción, recepción, precios y comercio exterior. Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (ODEPA). Disponible en: http://www.odepa.cl/wp-content/uploads/2013/12/informe_lacteo_1113.pdf. [Consulta 16 enero 2014].
- ODEPA. 2013b. Informe con detalle regional y mensual (Pecuario). Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (ODEPA). Disponible en: <http://www.odepa.cl/informe-con-detalle-regional-y-mensual-pecuario>. [Consulta 16 enero 2014].
- Ortega, B., y R. Mardonez. 2005. Variabilidad espacial de la mineralización de nitrógeno en un suelo volcánico de la provincia de Ñuble, VIII región, Chile. *Agr. Tec.* 65(2):221-231.
- Oyarzún, C., R. Godoy, and S. Leiva. 2002. Atmospheric deposition of nitrogen in a transect from the Central Valley to Cordillera de Los Andes, south-central Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 75(1):233-243.
- Pagans, E., R. Barrena, X. Font, and A. Sánchez. 2006. Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. *Chemosphere* 62(9):1534-1542.
- Powell, J., M. Aguerre and M. Wattiaux. 2011. Dietary crude protein and tannin impact dairy manure chemistry and ammonia emissions from incubated soils. *J. Environ. Qual.* 40(6):1767-74.
- Rawluk, C., C. Grant, and G. Racz. 2001. Ammonia volatilization from soils fertilized with urea and varying rates of urease inhibitor NBPT. *Can. J. Soil. Sci.* 81(2):239-246.
- Ross, C., D. Scholefield, and S. Jarvis. 2002. A model of ammonia volatilization from a dairy farm: an examination of abatement strategies. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 64:273-281.
- Saggarr, S., J. Luo, D. Giltrap, and M. Maddena. 2009. Nitrous oxide emissions from temperate grassland: processes, measurements, modeling and mitigation. p. 1-66. In Sheldon, I. and E.P. Barnhart (eds.). *Nitrous oxide emissions research progress*. Nova Science Publishers, Inc., New York, USA.
- Salazar, F. 2012. Manual de manejo y utilización de purines de lechería. Consorcio Lechero/Fundación para la Innovación Agraria (FIA), Osorno, Chile.
- Salazar G., M. Casanova, y W. Luzio. 2005. Correlación entre World Reference Base y Soil Taxonomy para los suelos de la X Región de Los Lagos de Chile. *R.C. Suelo Nutr. Veg.* 5(2):35-45.
- Salazar, F., J. Dumont, D. Chadwick, R. Saldaña, and M. Santana. 2007. Characterization of dairy slurry in Southern Chile farms. *Agr. Tec.* 67:155-162.
- Salazar, F., J. Dumont, M. Santana, B. Pain, D. Chadwick, y E. Owen. 2003. Prospección del manejo y utilización de efluentes de lecherías en el sur de Chile. *Arch. Med. Vet.* 35(2):215-225.
- Salazar, F., J. Martínez-Lagos, M. Alfaro, and T. Misselbrook. 2012a. Ammonia emissions from urea application to permanent pasture on a volcanic soil. *Atmos. Environ.* 61:395-399.
- Salazar, F., J. Martínez-Lagos, M. Alfaro, and T. Misselbrook. 2012b. Low nitrogen leaching losses following a high rate of dairy slurry and urea application to pasture on a volcanic soil in Southern Chile. *Agr. Ecosyst. Environ.* 160:23-28.
- Salazar, F., J. Martínez-Lagos, M. Alfaro, and T. Misselbrook. 2013. Ammonia volatilization following application of dairy slurry, urea and urease inhibitor to permanent grassland on a volcanic soil. (Manuscript submitted for publication to *Atmos. Environ.*)
- Sanz, A., T. Misselbrook, A. Arce, J. Mingot, J. Diez, and A. Vallejo. 2008. An inhibitor of

- urease activity effectively reduces ammonia emissions from soil treated with urea under Mediterranean conditions. *Agr. Ecosyst. Environ.* 126:243-249.
- Sheppard, S., and S. Bittman. 2013. Estimated net application of ammoniacal and organic N from manure, and potential for mitigating losses of ammonia in Canada. *Agr. Ecosyst. Environ.* 171:90-102.
- Sintermann, J., A. Neftel, C. Ammann, C. Häni, A. Hensen, B. Loubet, and C. Flechard. 2012. Are ammonia emissions from field-applied slurry substantially over-estimated in European emission inventories?. *Biogeosciences* 9:1611-1632.
- Skiba, U., J. Dick, R. Storeton, S. Fernández, C. Wood, S. Tang, and N. van Dijk. 2005. The relationship between ammonia emissions from a poultry farm and soil NO and N₂O fluxes from a downwind source. *Biogeosciences Discussions* 2:977-995.
- Soil Survey Staff. 2010. Keys to Soil Taxonomy. 11th. ed. USDA. Natural Resources Conservation Service, Washington, DC, USA.
- Sommer, S., S. Géniermont, P. Cellier, N. Hutchings, J. Olesen, and T. Morvan. 2003. Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. *Eur. J. Agron.* 19(4):465-486.
- Sommer, S., and N. Hutchings. 2001. Ammonia emission from field applied manure and its reduction. *Eur. J. Agron.* 15:1-15.
- Sommer, S., J. Olesen, and B. Christensen. 1991. Effects of temperature, wind speed and air humidity on ammonia volatilization from surface applied cattle slurry. *J. Agr. Sci.* 117:91-100.
- Sommer, S., J. Schjoerring, and O. Denmead. 2004. Ammonia emission from mineral fertilizers and fertilized crops. *Adv. Agron.* 82:558-622.
- Steinfeld, H., and T. Wassenaar. 2007. The role of livestock production in carbon and nitrogen cycles. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 32(1):271-294.
- Tosso, J. 1985. Suelos Volcánicos de Chile. Ministerio de Agricultura, Instituto de Investigaciones Agropecuarias, ODEPA, Santiago, Chile.
- Trenkel, M. 2010. Slow and controlled release and stabilized fertilizers: An option for enhancing nutrient use efficiency in agriculture. 2nd. ed. International Fertilizer Industry Association (IFA), Paris, France.
- UNECE. 2005. Protocol to the 1979 Convention on long-range transboundary air pollution to abate acidification, eutrophication and ground-level ozone. United Nation Economic Commission for Europe (UNECE). Available in: http://www.unece.org/env/lrtap/multi_h1.html (Accessed 5 December 2013).
- Van der Weerden, T., and S. Jarvis. 1997. Ammonia emission factors for N fertilizers applied to two contrasting grassland soils. *Atmospheric Pollution* 95:205-211.
- Varel, V., J. Nienaber, and H. Freetly. 1999. Conservation of nitrogen in cattle feedlot waste with urease inhibitors. *J. Anim. Sci.* 77(5):1162-1168.
- Videla, X., A. Parada, A. Nario, I. Pino, and R. Hood. 2005. Efecto del contenido de agua en la mineralización bruta e inmovilización de nitrógeno. *Agr. Tec.* 65(1):74-78.
- Vistoso, E., M. Alfaro, S. Saggarr, and F. Salazar. 2012. Effect of nitrogen inhibitors on nitrous oxide emissions and pasture growth following an autumn application in a volcanic soil. *Chil. J. Agr. Res.* 72(1):133-139.
- Watanabe, A., S. Kawasaki, S. Kitamura, and S. Yoshida. 2007. Temporal changes in humic acids in cultivated soils with continuous manure application. *Soil Sci. Plant Nutr.* 53(5):534-544.
- Watson, C., N. Akhonzada, J. Hamilton, and D. Matthews. 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(3):246-253.
- Webb, J. 2001. Estimating the potential for ammonia emissions from livestock excreta and manures. *Environ. Pollut.* 111:395-406.
- Whitehead, D. C. 1995. Grassland nitrogen. CAB International, Wallingford, UK.
- Zagal, E., N. Rodríguez, I. Vidal, and A. Flores. 2002. Soil light organic matter fraction of a volcanic soil under different agronomic management as an indicator of changes in labile organic matter. *Agr. Tec.* 62(2):284-296.
- Zaman, M., M. Nguyen, J. Blennerhassett, and B. Quin. 2008. Reducing NH₃, N₂O and NO₃⁻-N losses from a pasture soil with urease or nitrification inhibitors and elemental S-amended nitrogenous fertilizers. *Biol. Fert. Soils* 44:693-705.
- Zaman, M., S. Saggarr, J. Blennerhassett, and J. Singh. 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(6):1270-1280.