



Universidad de Concepción
Dirección de Postgrado
Facultad de Agronomía - Programa de Magíster en Ciencias Agronómicas

**EFFECTOS DEL CAMBIO DE USO Y DRENAJE DE UN SUELO NADI SOBRE
LAS PROPIEDADES BIOLÓGICAS Y EMISIONES DE GASES DE EFECTO
INVERNADERO**

Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias Agronómicas con
Mención en Ciencias del Suelo y Recursos Naturales

**NELSON BEAS BEAS
CHILLÁN-CHILE
2018**

Profesor Guía: Leandro Paulino
Dpto. de Suelos y Recursos Naturales
Facultad de Agronomía
Universidad de Concepción

EFFECTOS DEL CAMBIO DE USO Y DRENAJE DE UN SUELO NADI SOBRE LAS PROPIEDADES BIOLÓGICAS Y EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO

Aprobada por:

Leandro Paulino
Ing. Forestal, Mg. Cs., Dr.

Profesor Guía

Cristina Muñoz Vargas
Ing. Agrónomo, Dr.

Evaluador interno

Neal Stolpe Lau
Ing. Agrónomo, M. Sc., Ph. D.

Evaluador interno

Inés Figueroa Cares
Ing Agrónomo, Mg. Cs., Dr.

Directora de Programa



AGRADECIMIENTOS

Proyecto Fondecyt Regular N° 1130564 *The land use change and drainage of Ñadi Soil (aquands) in southern Chile: Effects on soil structure dependent properties, related pore functions, chemical properties and GHG emissions.*

Universidad de Guadalajara, Guadalajara, Jalisco, México, por la beca otorgada V/2015/741 para la realización del Magister en Agronomía Mención Suelos y Recursos Naturales en la Universidad de Concepción.



TABLA DE CONTENIDOS

RESUMEN	I
ABSTRACT	II
INTRODUCCIÓN	1
HIPÓTESIS.....	5
OBJETIVO GENERAL.....	5
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	5
MATERIALES Y MÉTODOS.....	5
RESULTADOS.....	15
DISCUSIÓN	35
CONCLUSIONES	47
REFERENCIAS.....	48



ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

		Página
Tabla 1	Condiciones atmosféricas del área de estudio en diferentes periodos.	18
Tabla 2	Propiedades físicas de un suelo Ñadi en bosque nativo y pradera naturalizada, antes de los experimentos de drenaje.	18
Tabla 3	Propiedades químicas de un suelo Ñadi con bosque nativo y pradera naturalizada, antes de los experimentos de drenaje.	18
Tabla 4	Coefficientes R^2 de Pearson entre variables microambientales y contenido de nitrógeno biodisponible del suelo y los flujos de emisión de gases efecto invernadero.	42
Figura 1	Ubicación del área de estudio en el centro sur de Chile en relación a la distribución de suelos originados de cenizas volcánicas.	9
Figura 2	Vista aérea y esquemática del área de estudio sobre un suelo Ñadi en el sur de Chile (tratamientos de uso del suelo y sistemas de drenaje).	13
Figura 3	Evolución temporal de variables ambientales de un suelo Ñadi en el centro sur de Chile.	19
Figura 4	Variables ambientales de un suelo Ñadi en el centro sur de Chile en Octubre de 2016 y Enero de 2017, en una pradera sometida a diferentes manejos de drenaje.	20
Figura 5	Variación temporal de la respiración potencial para los diferentes usos de un suelo Ñadi.	21
Figura 6	Variación temporal de la tasa de mineralización neta de nitrógeno (amonificación neta) para los diferentes usos de un suelo Ñadi.	22
Figura 7	Variación temporal de la tasa de nitrificación neta para los diferentes usos de un suelo Ñadi.	23
Figura 8	Variación temporal de desnitrificación potencial para los diferentes usos de un suelo Ñadi.	24
Figura 9	Variación temporal de la actividad de nitrato reductasa para los diferentes usos de un suelo Ñadi.	25
Figura 10	Respiración potencial con la aplicación de un ciclo de secado e humedecimiento (S/H) en un suelo Ñadi de diferentes usos.	26
Figura 11	Tasa de mineralización neta de nitrógeno (amonificación neta) con la aplicación de un ciclo de secado e humedecimiento (S/H) en un suelo Ñadi de diferentes usos.	27
Figura 12	Tasa de nitrificación neta con la aplicación de un ciclo de secado e humedecimiento (S/H) en un suelo Ñadi de diferentes usos.	28
Figura 13	Desnitrificación potencial con la aplicación de un ciclo de secado e humedecimiento (S/H) en un suelo Ñadi de diferentes usos.	29
Figura 14	Actividad nitrato reductasa con la aplicación de un ciclo de secado e humedecimiento en un suelo Ñadi de diferentes usos.	30

Figura 15	Respiración potencial de un suelo Ñadi sometido a diferentes manejos de drenaje.	31
Figura 16	Amonificación neta de un suelo Ñadi ($\text{mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1} \text{ suelo d}^{-1}$) sometido a diferentes manejos de drenaje.	32
Figura 17	Nitrificación neta de un suelo Ñadi ($\text{mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1} \text{ suelo d}^{-1}$) sometido a diferentes manejos de drenaje.	33
Figura 18	Desnitrificación potencial de un suelo Ñadi sometido a diferentes manejos de drenaje.	34
Figura 19	Actividad nitrato reductasa de un suelo Ñadi sometido a diferentes manejos de drenaje.	35
Figura 20	Variación temporal de emisiones gaseosas de C-CO ₂ desde la superficie de un suelo Ñadi con diferentes usos.	36
Figura 21	Variación temporal de emisiones gaseosas de N-N ₂ O desde la superficie de un suelo Ñadi con diferentes usos.	37
Figura 22	Variación temporal de emisiones gaseosas de C-CH ₄ desde la superficie de un suelo Ñadi con diferentes usos.	38
Figura 23	Flujo de emisiones de C-CO ₂ desde la superficie de un suelo Ñadi sometido a diferentes manejos de drenaje.	39
Figura 24	Flujo de emisiones de N-N ₂ O desde la superficie de un suelo Ñadi sometido a diferentes manejos de drenaje.	40
Figura 25	Flujo de emisiones de C-CH ₄ desde la superficie de un suelo Ñadi sometido a diferentes manejos de drenaje.	41

EFFECTOS DEL CAMBIO DE USO Y DRENAJE DE UN SUELO ÑADI SOBRE LAS PROPIEDADES BIOLÓGICAS Y EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO.

EFFECTS OF LAND USE CHANGE AND DRAINAGE OF A ÑADI SOIL ON ITS BIOLOGICAL PROPERTIES AND GREENHOUSE GAS EMISSIONS.

Palabras índice adicionales: respiración, desnitrificación, mineralización, relación agua/aire del suelo, nitrato reductasa, ciclo de secado y humedecimiento.

Resumen

Los suelos Ñadi (Aquands) se caracterizan por una dinámica estacional del contenido de agua en el perfil del suelo, influenciada por su baja profundidad. El cambio de uso y el manejo de estos suelos pueden alterar su estructura física y la actividad biológica, relacionados con la dinámica de nutrientes y la producción de gases de efecto invernadero. Se estudió un suelo Ñadi en el sur de Chile, donde se evaluaron algunos procesos biológicos relacionados con la dinámica del carbono y el nitrógeno, así como las emisiones de gases de efecto invernadero, considerando el cambio histórico de uso del suelo (30 años), desde bosque nativo de *Nothofagus* a una pradera naturalizada y la implementación de sistemas de drenaje en la pradera para la producción de ganado bovino. Se obtuvieron muestras de suelo alteradas en diferentes estaciones del año, para evaluar la respiración potencial, dinámica de N mineral (NH_4^+ y NO_3^-), desnitrificación potencial, actividad nitrato reductasa y flujos de emisión de dióxido de carbono (CO_2), óxido nitroso (N_2O) y metano (CH_4). Las muestras también fueron sometidas a un ciclo experimental de secado y humedecimiento en laboratorio, para evaluar el efecto potencial del drenaje del suelo, así como se realizaron experimentos de campo con diferentes sistemas de drenaje en la pradera. La respiración potencial en el suelo Ñadi respondió significativamente ($p < 0,05$) al cambio histórico de uso del suelo (bosque nativo a pradera naturalizada), aunque fue más sensible al efecto de un ciclo experimental de secado y humedecimiento

en la pradera, siendo además potenciado por efecto de drenaje de topos en la pradera. Los procesos biológicos aerobios y anaerobios relacionados con la dinámica de nitrógeno en el suelo Ñadi fueron mucho menos sensibles que la respiración y mostraron efectos significativos arbitrarios, según el uso y el manejo del suelo Ñadi. Estos patrones reflejaron de la misma forma lo observado con las emisiones superficiales de gases de efecto invernadero (GEI) en el suelo Ñadi, donde las emisiones de CO₂ respondieron temporalmente al uso del suelo, mientras que los demás gases de procesos anaerobios (N₂O y CH₄) no respondieron conclusivamente a los efectos estudiados. El contenido de materia orgánica y el contenido de carbono orgánico del suelo asociado a los cambios estructurales del suelo por cambio de uso y manejo del suelo son parámetros de la explicación causal de producción y emisión de CO₂ en el suelo Ñadi, mientras que las condiciones microambientales derivadas de otros elementos merecen ser investigados en un futuro para explicar los patrones biológicos relacionados con la dinámica de nitrógeno en estos ambientes edáficos particulares del sur de Chile.

Abstract

The Ñadi soils (Aquands) are characterized by seasonal dynamics of the water content in the profile influenced by the shallow depth of the water table. The land use change may alter the soil's physical structure and biological activity, that are related to nutrient dynamics and the production of greenhouse gases. A Ñadi soil was studied in southern Chile, where some biological processes related to carbon and nitrogen dynamics, as well as greenhouse gas emissions, were evaluated, considering a historical land use change (30 years ago) from *Nothofagus* native forest to a naturalized pasture and the implementation of drainage systems in the pasture for the production of cattle. Altered soil samples were obtained in different seasons in order to evaluate the potential respiration, N mineral dynamics (NH₄⁺ and NO₃⁻), potential denitrification, nitrate reductase activity and CO₂, N₂O and CH₄ emission fluxes from the soil surface. The samples were also subjected to an experimental cycle of drying and rewetting in laboratory conditions in order to evaluate the potential effect of soil drainage, as well as in field experiments with

different soil drainage systems in the naturalized grassland. The potential respiration in the Ñadi soil responded significantly ($p < 0.05$) to the historical land use change, although it was more sensitive to the effect of the experimental cycle of soil drying and rewetting in the pasture, being also enhanced by the effect of draining moles in the pasture soil. The aerobic and anaerobic biological processes related to soil nitrogen dynamics were much less sensitive than respiration and showed significant arbitrary effects according to the use and management of the Ñadi soil. These patterns similarly were observed for surface emissions of greenhouse gases (GHG), where CO_2 emissions responded temporarily to land use, while the other gases of anaerobic processes (N_2O and CH_4) did not respond conclusively to the studied effects. The content of organic matter and soil organic carbon associated with the structural changes generated from the land use change and soil management are plausible parameters of the causal explanation of production and emission of CO_2 in Ñadi soil, while the micro-environmental conditions derived from other elements should to be investigated in the future to explain the biological patterns related to the dynamics of nitrogen in these particular edaphic environments of southern Chile

INTRODUCCIÓN

Los suelos Ñadi (e.g. Histic Placaquand) se desarrollaron a partir de cenizas volcánicas recientes, los cuales son ricos en materia orgánica y caracterizados por un perfil superficial del suelo poco profundo y por la presencia de una capa intermitente e impermeable del subsuelo de 2 a 4 mm de espesor (Besoain, 1985). Los suelos Ñadi están localizados en la depresión intermedia del centro sur de Chile (38°- 42°S), en paisajes de relieve suave, ocupando llanuras periglaciales, entre una masa de rocas y sedimentos depositados durante los últimos periodos de glaciación (morrenas; Ramírez y San Martín, 1993). El perfil de estos suelos se asienta en un substrato de cascajo (depósitos fluvio-glaciales), que puede alcanzar un espesor de varios metros. El estrato impermeable de óxidos de hierro, aluminio y sílice caracteriza lo que se denomina horizonte plácico y está presente en el borde superior de esta capa (Alcayaga, 1989), la cual es comúnmente denominada ferrillo o duripan y está localizada entre 20 y 100 cm de profundidad. La capa de ferrillo previene y restringe el movimiento del agua al perfil, lo cual induce cambios para las condiciones aerobias y anaerobias del perfil del suelo, dependiendo del balance del agua (lluvias y evapotranspiración), con la consecuencia de anegamiento del suelo, durante los meses de fuertes lluvias (de Abril a Septiembre); y su secado cuando los niveles de lluvia decrece y las temperaturas se incrementan durante el verano (Ellies, 1975; Ellies et al., 1978, Ellies, 2001; Thiers et al., 2007). Estas condiciones especiales de impermeabilidad, hacen de estos suelos un ecosistema con características únicas y extremas que, como señalado por Ramírez et al. (1996), permite la presencia de una rica y única diversidad de flora que suele ser denominada igualmente como Ñadi.

Los suelos Ñadi cubren un área de 475.000 hectáreas, correspondiente al 9% de los suelos volcánicos en Chile. Esta superficie, junto con el área ocupada por suelos trumao (Typic Dystrandeps) con problemas de drenaje (32% del área total para agricultura), restringe su uso productivo y el desarrollo económico de las regiones del sur de Chile. Esta condición tiene gran relevancia para las políticas agrarias de Chile, de modo que varias alternativas de manejo han sido

implementadas para promover el drenaje y así incrementar la efectiva profundidad de suelos Ñadi. La implementación de sistemas de drenaje que mejoren el flujo de agua del suelo, ha sido una de las técnicas más usadas para incorporar los suelos Ñadi a otros sistemas de agricultura intensiva y producción forestal. Esto permite cambiar la relación agua-aire del suelo, promoviendo el crecimiento de plantas, principalmente durante los meses lluviosos y periodos de inundaciones (Ellies, 2001; Thiers et al., 2007). En estos términos, el Estado de Chile, a través de la Ley 18.450, fomenta la inversión en drenajes artificiales. Hasta 2004, y como resultado de esta ley, 20.200 hectáreas han sido drenadas (Pereira y Gross Fuentes, 2004). Mientras la meta inicial del drenaje de suelos Ñadi es remover el exceso de agua y, consecuentemente, incrementar el volumen disponible para el desarrollo de las raíces; no se han considerado los posibles impactos negativos del drenaje al suelo y al ecosistema en general, dada la alteración de propiedades del suelo, como por ejemplo la densidad aparente y la consecuente redistribución de la tensión de agua en perfil del suelo (Hartge y Horn, 1999). La subsidencia de un suelo afecta su habilidad de almacenamiento y distribución de agua y aire, donde tanto el volumen como la conductividad porosa, son afectados por la contracción y formación de grietas. Las magnitudes de estos cambios podrían incrementar si el contenido de materia orgánica disminuye, como resultado del incremento de la aeración del suelo, ya que estos compuestos orgánicos tienen un rol muy importante en la formación estructural del suelo, su estabilidad y resistencia. El efecto de técnicas para incorporar suelos Ñadi para agricultura intensiva y sistemas de producción forestal, ha sido parcialmente evaluado (Ramírez et al., 1996; Ellies, 2001; Janssen et al., 2004; Hansen, 2001; Vallejos, 2010). Sin embargo, permanecen preguntas relevantes y sin respuesta, tal como el efecto del drenaje en la emisión de gases de efecto invernadero (CO_2 , CH_4 , N_2O), bajo condiciones de saturación y estrés de agua; así como la actividad biológica del suelo y dinámica del nitrógeno, asociados a estas emisiones. Estas preguntas son muy relevantes, no solo por la degradación de un suelo de extrema fragilidad, debido a su poca profundidad, sino también debido al escenario que combina una creciente demanda en la producción de alimentos y la necesidad de habilitar nuevas áreas de cultivo

sumado a condiciones actuales de cambio climático, donde prima la necesidad de desarrollar más procesos de producción sustentables, con el fin de reducir emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) a la atmósfera y proteger los recursos naturales.

Los suelos volcánicos chilenos representan un buen modelo para obtener una visión en el ciclo del nitrógeno en ecosistemas naturales y sus cambios después de la intervención del hombre y aplicación de grandes cantidades de fertilizante, como fósforo y nitrógeno. El proceso de formación de suelos volcánicos en Chile ha sido influenciado por las propiedades físicas y químicas de las cenizas volcánicas, así como el clima del centro-sur de Chile (35-45°S), caracterizados por elevados niveles de precipitación (1.500-3.000 mm año⁻¹) y por el régimen de bajas temperaturas (12-15°C; Besoain, 1985). Las propiedades fisicoquímicas del alofán, interactúan con la actividad microbiana, que ha sido la fuerza para estimular, en suelos no perturbados, resultando en una acumulación de macromoléculas orgánicas con niveles altos de C, N, P y S (Borie y Zunino, 1983; Zunino y Borie, 1985; Aguilera et al., 2000).

Se ha estudiado los cambios de distribución de estas macromoléculas orgánicas, principalmente de N y C en zonas habilitadas para la agricultura. Estos cambios se han ilustrado esquemáticamente en relación a las entradas y salidas de N y C, así como también al comportamiento de la rizósfera después de la deforestación (Borie et al., 2002).

El uso y cambio de uso de suelo, además de prácticas de manejo de suelo, alteran a largo plazo los niveles de C y N orgánico en el suelo. Estas actividades, según el patrón climático, pueden potencialmente incrementar o disminuir la actividad biológica del suelo asociada a la descomposición heterotrófica de la materia orgánica. Se ha estimado que cerca de 5.000 Tg de C se perdieron del suelo a través de actividades agrícolas desde el inicio de era industrial hasta la actualidad en Latino América, indicando que algunas eco-regiones sufrieron importantes pérdidas de C (Bernoux y Volkoff, 2006), tales como en el sur de Chile. El CO₂ emitido de suelos es un indicador útil para determinar los patrones de flujo de energía, específicamente la mineralización de nutrientes y la tasa de

descomposición de materia orgánica (Muñoz et al., 2010). El flujo de CO_2 de los suelos es el resultado de la respiración de las raíces y los procesos fisiológicos implicados en la descomposición de materia orgánica (Muñoz et al., 2010).

La producción de N_2O es producto del metabolismo microbiano durante el proceso de nitrificación, como resultado de la actividad biológica de oxidación no asimilatoria de amonio del suelo en la producción de nitrato; así como en el proceso de desnitrificación, lo cual remueve el nitrato, igualmente en forma no asimilatoria, para la producción de especies gaseosas de N, en la cual puede ser relevante en la producción de N_2O . Singh y Tyagi (2009) describen extensivamente los mecanismos y relaciones de los microorganismos que promueven el proceso de nitrificación y desnitrificación en el suelo, indicando que los microorganismos autótrofos y heterótrofos pueden actuar como protagonistas de este proceso. Actividades antropógenas asociadas con la agricultura y silvicultura alteran el ciclo del N, causando daño al medio ambiente (Van Cleemput y Boeckx, 2005). El cambio de uso de suelo de bosque nativo a plantaciones forestales y pradera incrementa significativamente la mineralización y nitrificación en suelos (Parfitt et al., 2003). En dichos procesos, la disponibilidad de C y N, la temperatura y el contenido de humedad del suelo son las variables más importantes en la producción de N_2O a partir de suelos volcánicos de ecosistemas agrícolas y forestales.

El metano se produce en suelo anaeróbico inundado por arqueas metanogénicas y se oxida en suelo aeróbico por bacterias metanotróficas. Ambos grupos están activos en ambientes de humedales como turberas, arrozales y sedimentos lacustres, pero estos ecosistemas generalmente son fuentes netas de metano. Aunque los suelos aeróbicos de las tierras altas generalmente se consideran sumideros de metano, también se produce metanogénesis. Emisiones netas periódicas de metano, o proporciones de mezclas elevadas de metano en el aire de la matriz del suelo, se han observado en muchos suelos de tierras altas (Maljanen et al., 2003). En algunos suelos, la producción de metano se localizó en horizontes orgánicos (Saari et al., 1997); en otros, la producción de metano se localizó en zonas saturadas de agua (Kammann et al., 2001). Las emisiones de

metano pueden ser particularmente fuertes durante el deshielo primaveral en la zona templada (Wang y Bettany, 1995).

HIPÓTESIS

El cambio del uso del suelo (bosque nativo a praderas naturalizadas) y el drenaje en praderas con suelo Ñadi, alteran (aumentan o disminuyen) la actividad biológica del suelo y las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), como consecuencia de los cambios en las relaciones de agua/aire del suelo.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar el impacto del cambio de uso y drenaje de suelos Ñadi en los procesos biológicos del suelo y la producción de GEI.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analizar el efecto del cambio de uso histórico de un suelo Ñadi sobre la actividad biológica precursora de la producción de GEI.
- Evaluar los ciclos de humedecimiento y secado sobre los procesos biológicos de suelos Ñadi y la emisión de GEI.
- Analizar el efecto del drenaje de una pradera naturalizada sobre la actividad microbiana relacionada con la producción de GEI.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el sur de Chile (Figura 1), a 17 km al oeste de Puerto Montt ($41^{\circ}26'72''S$, $73^{\circ}7'70''O$), cubriendo un área aproximada de 1 ha, la cual incluye dos diferentes usos de suelo: Bosque Nativo Secundario (BNS) y Pradera Naturalizada (PN).

En el sector donde se realizó los experimentos de campo y la colecta de suelo y aire para análisis en laboratorio, la pendiente es $<1\%$ y la elevación es de 73 m s.n.m. El clima está definido como templado húmedo con influencia marítima. De acuerdo a datos meteorológicos locales (Estación Tepual-Puerto Montt), la

precipitación anual es de cerca de 1.800 mm (260 mm en Julio) y una temperatura media anual de 10,7 °C, mientras que durante el mes más frío (Julio), la media es de 4,1 °C.

El suelo corresponde a un Duric Histic Placaquands (Serie Alerce) originado de la depositación moderna de cenizas volcánicas y procesos fluvio-glaciales (Ramírez y San Martín, 1993).

Caracterización física y química de las muestras de suelo

Para caracterizar las muestras de suelo de ambos usos, se realizó un análisis estándar de suelo. Se determinó el pH a partir de una suspensión de suelo en agua (relación 1:2,5), así como en solución de CaCl_2 (relación 1:2,5, 0,01 M). El contenido de carbono total (Ct) se estimó por metodología analítica en Analizador Elemental (Leco® modelo TruSpec, USA), mientras que el contenido de materia orgánica fue determinado por metodología de digestión húmeda.

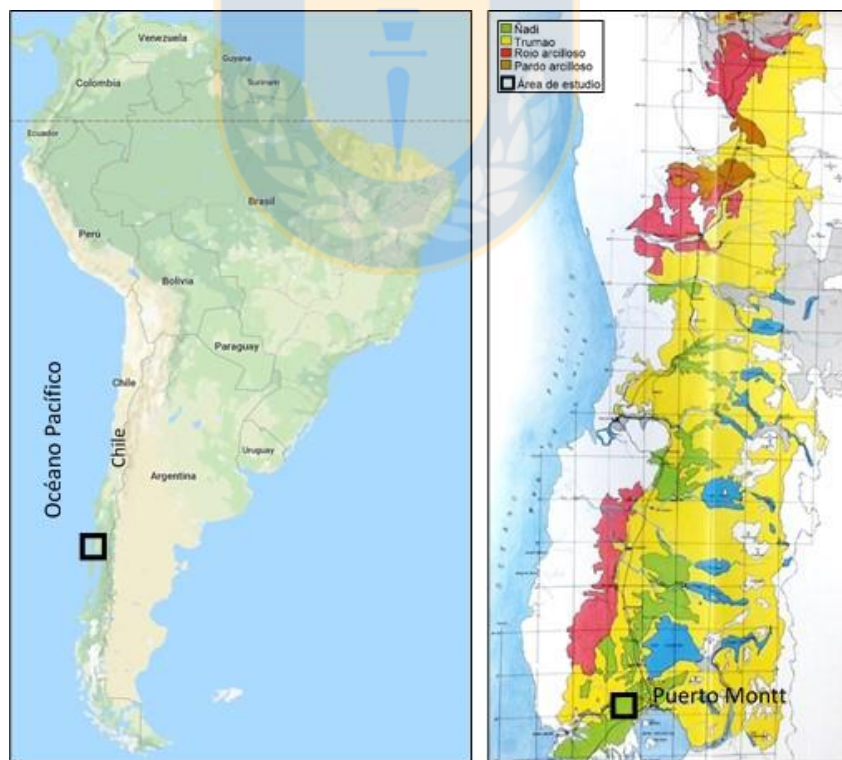


Figura 1. Ubicación del área de estudio en el centro sur de Chile en relación a la distribución de suelos originados de cenizas volcánicas (Modificado de INIA, 1995).

Se determinó el contenido de N mineral (N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻) a partir de mediciones colorimétricas de amonio (NH₄⁺) y nitrato (NO₃⁻), por los cuales se mezclaron 5 g de suelo seco con 25 mL de sulfato de potasio (K₂SO₄, 1 N) y agitación en un agitador recíproco (GFL® modelo 3016, Alemania) durante 60 minutos a 180 rpm, para luego filtrar con papel Whatman N° 5. Se cuantificó el extracto de N-NH₄⁺ mediante la técnica de nesslerización, a partir de la lectura de absorbancia en espectrofotómetro UV/VIS (Thermo Spectronic, Genesys™ 5 modelo 336001, USA) a 490 nm (Longeri et al., 1979); mientras que se cuantificó el extracto de N-NO₃⁻ mediante nitración con reactivo sulfosalicílico, leyendo su absorbancia en espectrofotómetro UV/VIS (Thermo Spectronic modelo 336001) a 410 nm (Robarge et al., 1983). El contenido de NH₄⁺ y NO₃⁻ se expresó en mg N kg⁻¹ suelo seco.

La textura del suelo fue determinada por el método del hidrómetro; el contenido de humedad gravimétrica se estimó por secado de muestras de suelo a 103±5 °C por 24 horas hasta peso constante; la densidad aparente del suelo por el método del cilindro; y la densidad de partículas por picnometría (Sandoval et al., 2012).

El contenido de agua libre en el espacio poroso del suelo (WFPS, del Inglés: *Water-Filled Pore Space*) fue estimado para fines de ajustes experimentales de las muestras de suelo en experimentos de laboratorio, de acuerdo a la Ecuación 1 (Linn y Doran, 1984).

$$\text{WFPS} = \omega \times \rho_a / \varepsilon = \omega \times \rho_a / ((\rho_p - \rho_a) / \rho_p) \quad (1)$$

Dónde: ω = Contenido gravimétrico en agua (%); ε = Porosidad total del suelo; ρ_a = Densidad aparente del suelo; ρ_p = Densidad de partículas del suelo.

Efecto del cambio de uso del suelo

El uso del suelo ha cambiado de bosque nativo a pradera a raíz de un incendio forestal en 1980 en el área de estudio. Las especies arbóreas principales en el bosque nativo son: *Nothofagus dombeyi* (mirb.) Oerst., *Nothofagus nitida* (Phil) Krasser., *Drimys winteri* J.R. et G. Forster., *Podocarpus nubigena* Lindl. y

Amomyrtus luma (Mol.) Legr. et Kausel., mientras que en la pradera naturalizada las especies de plantas herbáceas identificadas fueron: *Aira caryophyllea* L., *Holcus lanatus* L., *Agrostis capillaris* L., *Dichondra repens* J.R.Forst. & G.Forst. y *Lotus oliginosus* Cav. Históricamente, la pradera no ha sido mejorada (fertilización y labranza de suelo) y ha recibido cargas variables de ganado vacuno y ovino, sin ningún tipo de manejo de pastoreo.

Muestras de suelo previamente colectadas en el año 2015 fueron utilizadas para evaluar el efecto del uso del suelo, desde bosque nativo secundario (BNS) y pradera naturalizada control, sin efecto de drenaje (PN0), según se observa en el esquema experimental de la Figura 2. El efecto del uso de suelo en la actividad biológica se evaluó a partir de muestras alteradas de suelo en condiciones estándares de incubación (ej. 20 °C y 50 % WFPS, según se describe en los capítulos siguientes), así como la evaluación del efecto del uso del suelo sobre la producción de GEI.

Evaluación de los ciclos de secado y humedecimiento

Se colectaron muestras alteradas de suelo según los usos (BNS y PN0) en dos periodos estacionales: verano (08/12/2014) e invierno (18/06/2015). Las muestras de suelo fueron conservadas a -18 °C, para posterior caracterización física y química.

Previo los ensayos experimentales, las muestras de suelo fueron tamizadas para excluir partículas de suelo u otro material > 5 mm de diámetro. Las muestras de suelo tamizadas fueron evaluadas en cuanto a su contenido de agua gravimétrica para poder calcular el ajuste de humedad experimental en términos de agua libre en los poros del suelo. Durante los ensayos de actividad biológica, se reconstruyeron las condiciones de campo de acuerdo a la densidad aparente, acomodando una cantidad de masa seca de la muestra en un volumen húmedo preestablecido durante la incubación.

Se realizaron experimentos manipulativos de laboratorio, en los cuales se sometieron las muestras a saturación hídrica (100 % WFPS), agregando la cantidad gravimétrica de agua para tal ajuste. Posteriormente, se sometieron las

muestras a un secado gradual hasta $< 50\%$ WFPS. Los tratamientos ajustados a los contenidos de humedad experimental, se mantuvieron bajo un periodo de preincubación (3 días) para activar los procesos biológicos de cada ensayo. Se repitió el ciclo de humedecimiento y secado en dos oportunidades. Después de los ciclos de secado y humedecimiento, se evaluó las respuestas de actividad biológica del suelo: respiración potencial del suelo, mineralización neta N, desnitrificación potencial y actividad nitrato reductasa, según se describe en los capítulos que siguen.

Efecto del drenaje experimental sobre la pradera naturalizada

Entre Octubre y Diciembre de 2015, se implementó un sistema de drenaje en la pradera naturalizada, con la construcción de una zanja con un ancho aproximado de 30-40 cm, una profundidad de 40 cm y un largo de 110 m, lo que incluye un área aproximada de 0,3 ha (Figura 2).

La porción oriental de la pradera no fue intervenida con sistemas de drenaje, constituyendo un área control (PN0). La porción de la pradera al norte de la zanja, corresponde a la sección sin drenar (PN1), pero que sufrió el efecto de la construcción de la zanja. La porción de la pradera al sur de la zanja fue intervenida mecánicamente con un drenaje de topo, con un espaciamiento de 2 m entre topes, los cuales se constituyen en forma transversal a la línea de la zanja.

La zanja fue dividida en dos porciones por la construcción de una compuerta, la cual se inserta en una base cimentada sobre el sustrato fluvio-glacial, con el fin de regular la retención o salida de agua de la pradera drenada. Desde la compuerta hacia adelante, se estableció en la porción sur, por efecto de los topes de drenaje, la pradera drenada sin control de altura de napa freática (PN2); mientras que de la compuerta hacia atrás, corresponde a la pradera con drenaje controlado (PN3). Por lo tanto, la pradera PN2 mantuvo elevada la altura de la napa freática solamente durante el período de lluvias (otoño-invierno), mientras que la pradera PN3 mantuvo la napa freática elevada incluso durante la estación de mayor crecimiento vegetal (primavera-verano).

Se colectaron muestras de suelo de cada sistema de drenaje en dos periodos estacionales: primavera (05/10/2016) y verano (24/01/2017), y se evaluó para cada

sistema de drenaje del suelo las respuestas de actividad biológica: respiración potencial del suelo, mineralización neta N, desnitrificación potencial y actividad nitrato reductasa, según se describe en los capítulos que siguen.

Evaluaciones de la actividad biológica precursora de GEI

Respiración potencial del suelo

La tasa de respiración del suelo fue determinada en laboratorio a través del método de incubación de suelo en un sistema cerrado descrito por Rowell (1994), cuyo principio se basa en la captura de CO₂ producido por respiración desde un suelo húmedo en una solución de hidróxido de sodio.

Se pesaron en un vaso precipitado 25 g de suelo seco (en triplicado) por tratamiento, y se introdujo en un frasco de incubación de 1.000 mL. Posteriormente, en un tubo de ensayo se depositaron 7,5 mL de NaOH (0,5 M) el cual también fue introducido dentro del frasco de incubación. Paralelamente se repitió esta operación sin incluir suelo en el vaso precipitado (control) con el fin de determinar la concentración de CO₂ inicial en el microambiente experimental.

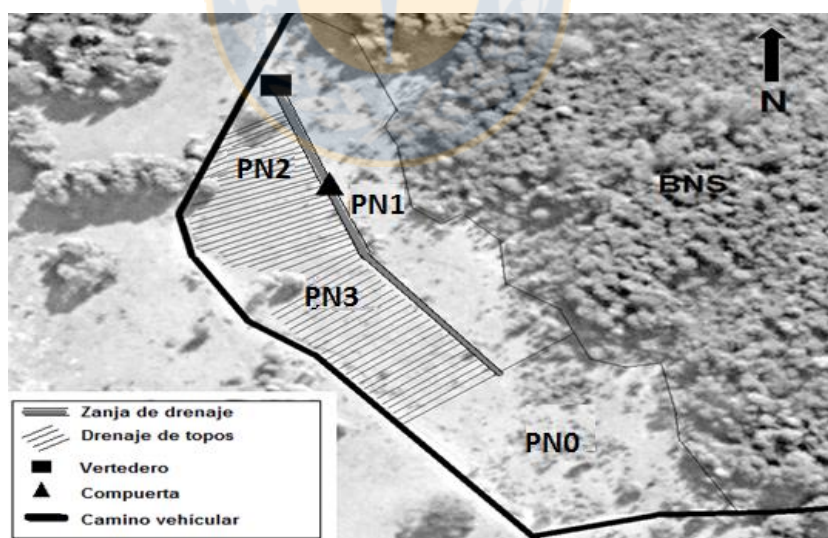


Figura 2. Vista aérea y esquemática del área de estudio sobre un suelo Ñadi en el sur de Chile (tratamientos de uso del suelo y sistemas de drenaje): BNS: bosque nativo secundario; PNO: pradera naturalizada control (sin drenaje); y tratamientos experimentales de drenaje sobre la pradera; PN1: pradera con zanja sin drenaje de topos; PN2: pradera drenada sin control de altura freática; PN3: pradera drenada con control de altura freática.

Finalmente, el frasco de incubación se selló herméticamente y se mantuvo en una cámara de incubación a 22 °C durante 7 días. Una vez transcurrido el periodo de incubación, se desmontó el sistema sellado y se extrajo del tubo de ensayo una alícuota (1 mL) de NaOH a la cual se adicionó 2 mL de BaCl₂ (1 M), finalmente se tituló con HCl (0,1 M), agregando previamente 2 a 3 gotas del indicador fenolftaleína. La determinación del CO₂ evolucionado durante el periodo de incubación se calculó de acuerdo a las ecuaciones 2 y 3:

$$C_m = (B - V) \times N \times PE \times 1000 \quad (2)$$

$$C_s = (C - CO_2 (\mu g)) / (SI - (SI \times \%HBSS)) \quad (3)$$

Donde: C_m = cantidad de CO₂ producido por la muestra (μg C-CO₂); C_s = cantidad de CO₂ por masa seca de suelo (μg C-CO₂ g⁻¹); B = volumen de ácido (mL) gastados al titular el NaOH desde el blanco (sin suelo); V = volumen de ácido (mL) gastado al titular la muestra; N = normalidad del ácido (0,1); PE = peso equivalente (PE = 6) para expresar resultados en términos de carbono; SI = masa suelo incubado (g); % HBBS = humedad base suelo seco (%). Los flujos diarios de CO₂ respirado del suelo (μg C-CO₂ g⁻¹ día⁻¹) se calcularon de acuerdo al C emitido en un período de incubación, dividido por el número de días comprendido en ese período.

Mineralización neta de N

La estimación de la tasa de mineralización neta de N (amonificación y nitrificación), se realizó por medio de la determinación del contenido de N mineral (N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻) en muestras de suelo tal como se describió anteriormente, con incubaciones aeróbica de corto plazo (5 días), con el fin de determinar el flujo neto de transformación N mineral (Alef, 1995b), utilizándose la siguiente ecuación (4):

$$M_n = ([N]_{tf} - [N]_{ti}) / (tf - ti) \quad (4)$$

Donde, M_n es la tasa de mineralización neta de N (mg N kg⁻¹ día⁻¹) como flujo de transformación N mineral durante el trascurso de un determinado período de tiempo; [N] es la concentración de N-NH₄⁺ ó -NO₃⁻ (mg N kg⁻¹) de un determinado

periodo de tiempo; t_i es el tiempo inicial del período de incubación (días); t_f es el tiempo final del período de incubación (días).

Desnitrificación potencial del suelo

Con el fin de evaluar la tasa potencial de desnitrificación de las muestras de suelo, se utilizaron sustratos a base de nitrato y glucosa, como fuentes de N y C para este proceso biológico anaeróbico. Se preparó una solución de KNO_3 agregando 2,5 mL (10 $\mu\text{g NO}_3\text{-N}$) a un matraz de 25 mL para aforar la solución con glucosa, con el fin de determinar el proceso de desnitrificación, utilizando muestras de suelo saturado (100% WFPS). Las muestras saturadas fueron sometidas a incubación en tubos *Falcon* herméticos de 50 mL, previa remoción del 10% de volumen de aire para reemplazarlo con acetileno (C_2H_2 ; Luo et al., 1996; Meding et al., 2001). De acuerdo a estos antecedentes, se realizaron ensayos preliminares para ajustar la cantidad de estos sustratos y el tiempo de incubación para la evolución lineal de la concentración de N_2O en las muestras gaseosas, según las características del suelo en estudio, realizando las mediciones de la concentración de N_2O en la atmósfera controlada después de 4 y 5 horas de incubación, respectivamente.

Las muestras de gas obtenidas en estos periodos de incubación fueron analizadas en un cromatógrafo de gases (Perkin Elmer, modelo Clarus 600) equipado con una columna (Porapak Q) y un detector de captura de electrones ^{63}Ni (ECD; Van Cleemput y Boeckx, 2002), acoplado a un automuestreador (HS-16). La tasa de desnitrificación se estimó a partir del incremento de las concentraciones de N_2O entre los periodos de incubación. La concentración de N_2O producto de la desnitrificación se expresó como microgramos de N por gramo de suelo por día ($\mu\text{g N- N}_2\text{O g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$).

Actividad de nitrato reductasa

La actividad de nitrato reductasa fue evaluada en las muestras de suelo según se describe en Alef (1995a), en lo cual se tomaron 2,5 g de suelo en tubos *Falcon* de 50 mL y se le agregaron 2 mL de solución de dinitrofenol (0,9 mM), 0,5 mL de solución de nitrato (25 mM) y 2,5 mL de agua destilada, para posterior incubación

en tubos Falcon por 24 horas a 25 °C. Después de la incubación, se agregó 5 mL de solución de KCl (2 M), se agitó y se filtró inmediatamente. Posteriormente, se obtuvo 2,5 mL del filtrado lo cual fue transferido con pipeta a un tubo de ensayo, y se agregó 1 mL de reactivo de sulfonilamida y naftil-dietileno-diamonio para determinación de nitrato, así como 1,5 mL de solución buffer (0,19 M, pH 8,5) diluyendo 10 g NH₄Cl en agua destilada y ajustando el pH con NH₄OH. La mezcla se agitó bien y se dejó reposar por 15 minutos a temperatura ambiente para permitir la coloración del filtrado. Por último, se determinó la actividad de nitrato reductasa a partir de la lectura de absorbancia en espectrofotómetro UV/VIS (Thermo Spectronic, Genesys™ 5 modelo 336001, USA) a 520 nm (Longeri et al., 1979), con el fin de formar NO₂, lo cual fue estimado a partir de la ecuación (5):

$$Nr = (\text{Nitrito-N } (\mu\text{g mL}^{-1}) \text{ filtrado} \times 10) / (2,5 \times pssh) \quad (5)$$

Donde: Nr = actividad nitrato reductasa (g N-NO₂ g⁻¹ h⁻¹); pssh = peso seco de 1 g de suelo húmedo; 10 = volumen del filtrado (mL); y 2,5 = masa de la muestra de suelo húmedo (g).

Evoluciones gaseosas in situ (CO₂, N₂O y CH₄)

La evolución de GEI en los sitios experimentales de campo fue realizada a partir de las cámaras estáticas de base fija durante un periodo controlado de tiempo, donde se colectaron muestras de aire atmosférico desde el interior de las cámaras a través de la interface de colecta a intervalos uniformes de tiempo (15, 30, 45, 60, 75 y 90 min). Las muestras gaseosas fueron colectadas en viales al vacío de 12 mL (Exatiner, Labco Ltd., England) a través de jeringa hermética (Nipro ®). Se obtuvieron 25 mL de muestras gaseosas las cuales fueron inmediatamente inyectadas y comprimidas en los viales de 12 mL, con el fin de garantizar la detección de bajas concentraciones de gases traza N₂O y CH₄. Las muestras de aire se almacenaron en condiciones de oscuridad a temperatura ambiente, para su posterior análisis instrumental en cromatógrafo de gases Clarus 600 (Pelkin Elmer, USA), equipado con una columna Porapak Q.

La concentración de CO₂ y CH₄ fue determinada a través de un detector de ionización en flama (FID), con un metanizador para la estimación de la concentración de CO₂; mientras que el N₂O se determinó a través del uso de un detector de captura de electrones ⁶³Ni (ECD) (Van Cleemput y Boeckx, 2002). Los flujos de GEI fueron estimados a través de un estadígrafo de incremento lineal de la concentración de gases estimada en función del tiempo. Los flujos se expresaron en unidades de masa de GEI por superficie de suelo en función del tiempo de incubación (mg CO₂; µg N₂O; y µg CH₄ m⁻² h⁻¹). Para la estimación de incremento lineal de la concentración GEI durante la evolución gaseosa de campo, se realizó una selección de datos utilizando un coeficiente de determinación R², como supuesto de bondad de ajuste del modelo lineal (Morales, 2005).

Análisis estadístico

Los efectos de uso del suelo, secado y humedecimiento del suelo y drenaje, fueron evaluados sobre los ensayos de respiración potencial, mineralización N y nitrificación neta, desnitrificación, actividad nitrato reductasa y flujos de emisiones GEI a través de un análisis de varianza (ANOVA), previa comprobación de los supuestos de normalidad de los datos a través de la prueba de Shapiro-Wilks y homocedasticidad de las varianzas a través de la prueba de Levene (Morales, 2005). Según el análisis de efectos experimentales, fue necesario transformar los datos a raíz cuadrada, con el fin de cumplir supuestos de ANOVA: los datos de desnitrificación, actividad nitrato reductasa y flujos GEI fueron transformados para el análisis del efecto de uso del suelo; mientras que los datos de desnitrificación fueron transformados para el análisis del efecto del drenaje. Para el efecto del uso del suelo, se realizó un ANOVA de una vía separadamente para la evaluación de las variaciones temporales en cada uso y el efecto del uso en cada fecha. De igual forma, para el efecto experimental de secado y humedecimiento del suelo, se realizó un ANOVA de una vía separadamente para la evaluación del efecto del uso de suelo después de los ciclos de secado y humedecimiento de las muestras de suelo y del efecto de secado humedecimiento dentro de cada uso en relación a una muestra control. Las medias de ensayos cuyos efectos fueron significativos

($P < 0,05$), fueron contrastados a partir de la prueba de Tukey de desviación estándar honesta (Morales, 2005). Se realizaron correlaciones de las variables del suelo y las emisiones GEI a través del análisis del coeficiente de correlación R^2 de Pearson.

RESULTADOS

Condiciones ambientales y edáficas durante el periodo de estudio

Las condiciones edáficas y atmosféricas observadas en los días de muestreo de suelo y gases, previo a los experimentos y durante el desarrollo de los ensayos experimentales de campo, se observan en las siguientes Tablas y Figuras. Las condiciones ambientales de la atmósfera se describen en la Tabla 1.

Tabla 1. Condiciones atmosféricas del área de estudio en diferentes periodos (Fuente: Estación Meteorológica El Tepual; latitud $41^{\circ}26'S$, longitud $73^{\circ}07'O$; www.freemeteo.cl).

Fecha	Temperatura del aire (°C)	Presión atmosférica (mb)	Humedad relativa del aire (%)	Velocidad del viento (km h ⁻¹)
29/05/2014	11,0	1.004	90,0	16
26/08/2014	11,0	1.019	66,8	4
08/12/2014	15,6	1.016	66,2	13
18/06/2015	1,4	1.025	98,6	2
29/12/2015	28,2	1.017	50,2	10
05/10/2016	11,6	1.025	75,2	15
24/01/2017	21,4	1.022	64,0	9

Algunas propiedades físicas del suelo se muestran en la Tabla 2, mientras que las propiedades químicas del suelo se observan en la Tabla 3.

Tabla 2. Propiedades físicas de un suelo Ñadi con bosque nativo y pradera naturalizada, antes de los experimentos de drenaje (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

Uso del suelo	Densidad Aparente (g cm ⁻³)	Densidad Real (g cm ⁻³)	Porosidad Total (%)	Textura
Bosque nativo	0,19	1,08	83	Arcillosa
Pradera naturalizada	0,39	1,39	72	Arcillosa

Tabla 3. Propiedades químicas de un suelo Ñadi con bosque nativo y pradera naturalizada, antes de los experimentos de drenaje (\pm desviación estándar) (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

Uso del suelo	pH en agua (1:2,5)	pH CaCl ₂ (1:2,5)	COS (%)	M.O. (%)	Amonio (mg N Kg ⁻¹)	Nitrato (mg N Kg ⁻¹)
Bosque nativo	4,6 \pm 0,01	3,8 \pm 0,01	26,1 \pm 0,37	45,0 \pm 0,64	52,9 \pm 30,6	7,0 \pm 3,2
Pradera naturalizada	4,8 \pm 0,01	4,0 \pm 0,01	34,8 \pm 0,55	60,0 \pm 0,95	32,5 \pm 19,2	5,0 \pm 4,6

COS: Carbono orgánico del suelo; M.O.: Materia orgánica

Las condiciones ambientales del suelo según el uso, en las fechas de estudio, se observan en la Figura 3.

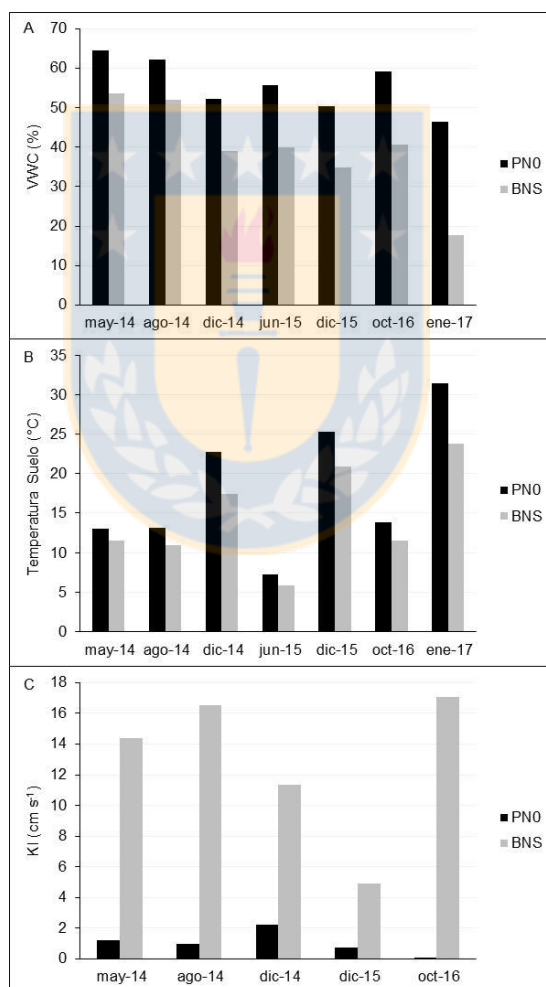


Figura 3. Evolución temporal de variables ambientales de un suelo Ñadi en el centro sur de Chile. A: contenido volumétrico de humedad (VWC, %); B: temperatura (°C); C: conductividad del aire (KI, cm s⁻¹); BNS: bosque nativo secundario; PNO: pradera naturalizada control (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

Las condiciones ambientales del suelo en la pradera, luego del experimento de drenaje, se muestran en la Figura 4.

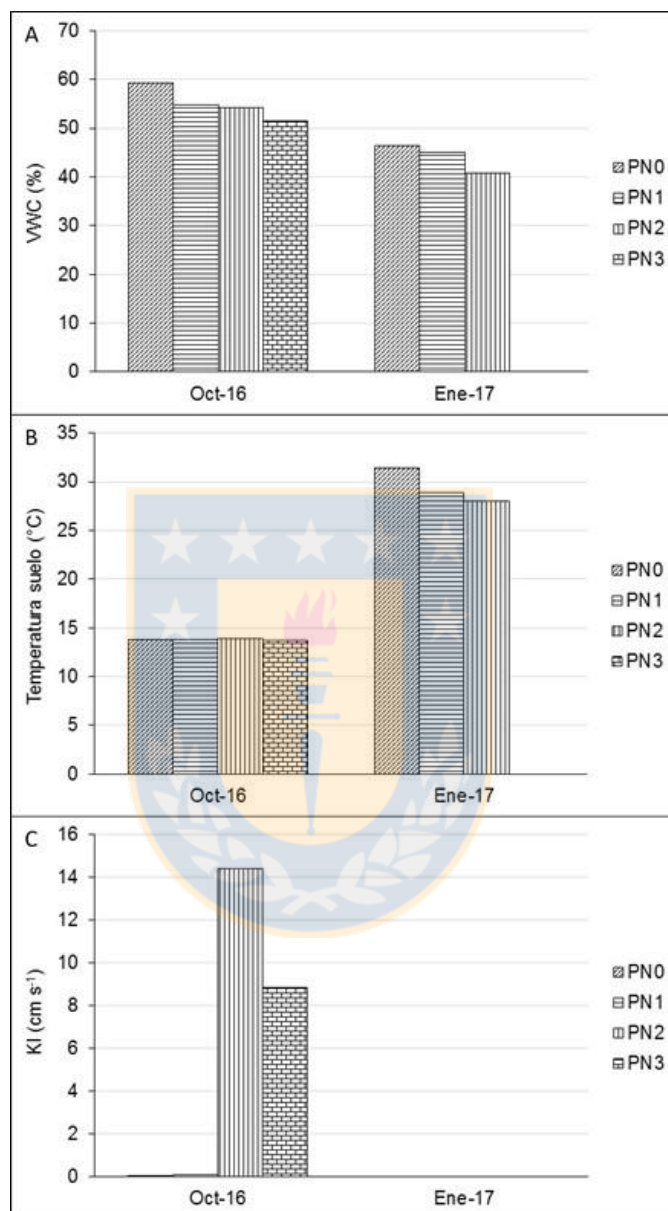


Figura 4. Variables ambientales de un suelo Ñadi en el centro sur de Chile en Octubre de 2016 y Enero de 2017, en una pradera sometida a diferentes manejos de drenaje. A: contenido volumétrico de humedad (VWC, %); B: temperatura (°C); C: conductividad del aire (KI, cm s⁻¹). PN0: pradera naturalizada control; PN1: pradera con zanja sin drenaje de topes; PN2: pradera drenada sin control de altura freática de verano; PN3: pradera drenada con control de altura freática de verano. No se registraron datos de KI en Enero de 2017 (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

Cambio de uso del suelo

Respiración potencial del suelo

La variación temporal de la respiración potencial del suelo ($\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ suelo día}^{-1}$) para los usos de bosque nativo y pradera naturalizada, se observan en la Figura 5.

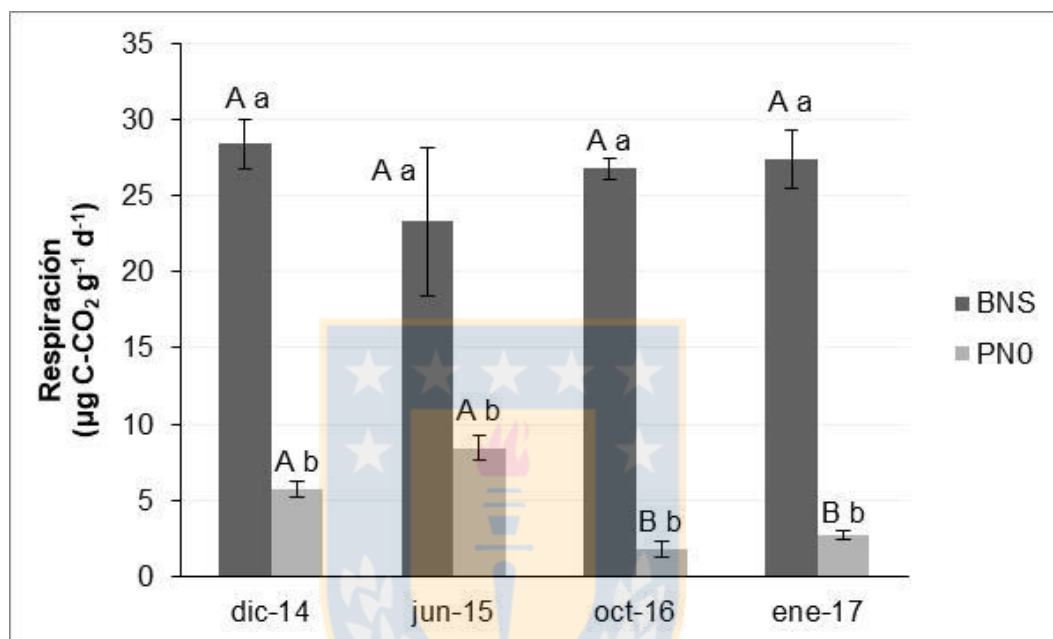


Figura 5. Variación temporal de la respiración potencial para los diferentes usos de un suelo Ñadi. BNS: bosque nativo secundario; PN0: pradera naturalizada control. Letra mayúscula indica diferencia significativa entre las fechas para un mismo uso del suelo; letra minúscula indica diferencias significativas entre los usos del suelo en diferentes fechas ($p < 0,05$). Barras verticales indican \pm error estándar (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

La respiración potencial del suelo fue significativamente más alta ($p < 0,05$) en bosque nativo secundario (BNS) en todo el periodo de estudio, comparado con las tasas de respiración en la pradera naturalizada control (PN0), donde en BNS las tasas variaron entre 18,6 y 31,7 $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$, mientras que en la PN0 variaron entre 0,5 y 11,9 $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$. La variación temporal en BNS no fue significativa ($p > 0,05$) para todo el periodo, mientras que en PN0 la tasa de respiración fue más alta en junio de 2015 y más baja en octubre de 2016 ($p < 0,05$).

Mineralización neta N

En el ensayo de la mineralización neta N se evaluó la producción potencial de amonio y nitrato (mg N g^{-1} suelo día^{-1}) a nivel de laboratorio, donde los flujos de N-NH_4^+ se muestran en la Figura 6 y los flujos de N-NO_3^- en la Figura 7.

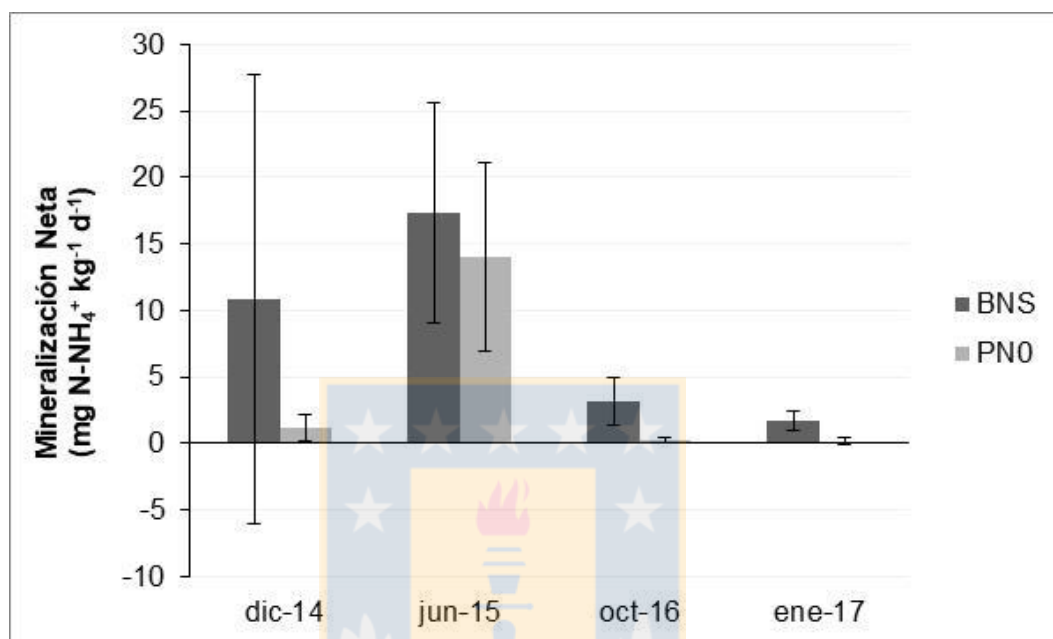


Figura 6. Variación temporal de la tasa de mineralización neta de nitrógeno (amonificación neta) para los diferentes usos de un suelo Ñadi. BNS: bosque nativo secundario; PNO: pradera naturalizada control. Barras verticales indican \pm error estándar (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

La amonificación neta del suelo no fue significativamente diferente entre BNS y PNO ($p > 0,05$) en todo el periodo de estudio, donde en BNS las tasas variaron entre $-22,2$ y $32,9 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$, mientras que en la PNO variaron entre $-6,0$ y $46,8 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$. La variación temporal de la amonificación neta en BNS y en PNO no fue significativa ($p > 0,05$) para todo el periodo de estudio.

La nitrificación neta del suelo no fue significativamente diferente entre BNS y PNO ($p > 0,05$) en todo el periodo de estudio, donde en BNS las tasas variaron entre $-0,9$ y $4,1 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$, mientras que en PNO variaron entre $-11,7$ y $3,5 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$. La variación temporal de la nitrificación neta en BNS y en PNO no fue significativa ($p > 0,05$) para todo el periodo de estudio.

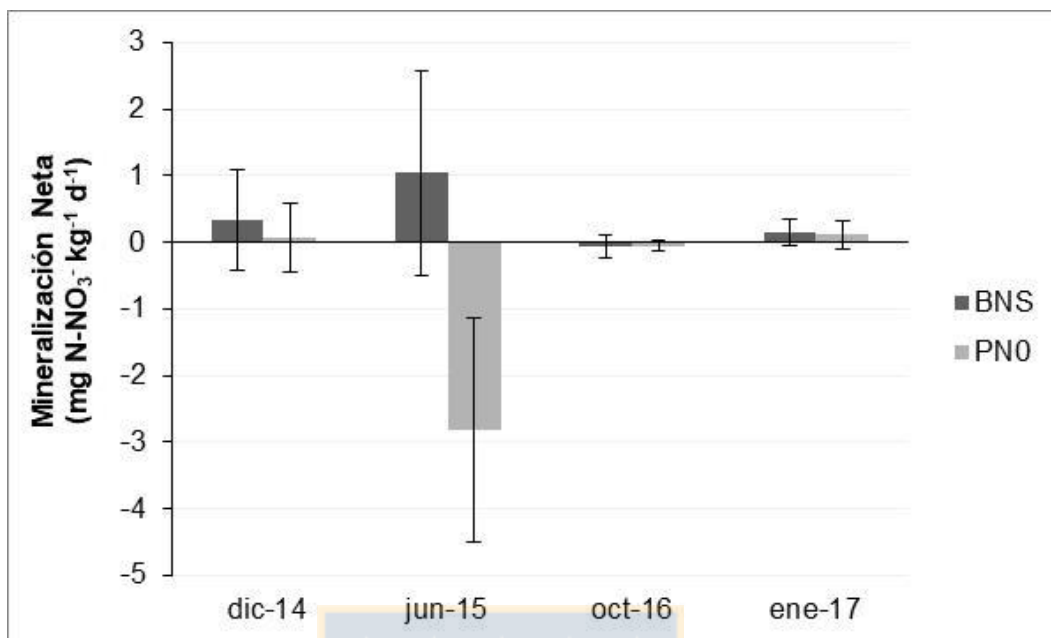


Figura 7. Variación temporal de la tasa de nitrificación neta para los diferentes usos de un suelo Ñadi. BNS: bosque nativo secundario; PN0: pradera naturalizada control. Barras verticales indican \pm error estándar (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

Desnitrificación potencial

Las tasas de producción potencial de N₂O en un suelo Ñadi ($\mu\text{g N-N}_2\text{O g}^{-1}$ suelo hora⁻¹), a partir del bloqueo con acetileno en BNS y PN0, se muestran en la Figura 8.

La tasa de desnitrificación potencial del suelo de PN0 fue más elevada que en BNS a principios del invierno de 2015 ($p < 0,05$), donde en BNS las tasas variaron entre $-0,1$ y $4,9 \mu\text{g N-N}_2\text{O kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que en PN0 variaron entre $-2,8$ y $7,9 \mu\text{g N-N}_2\text{O kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$, aunque la variación temporal no fue significativa para ambos usos ($p > 0,05$).

Actividad de nitrato reductasa

La actividad nitrato reductasa ($\mu\text{g N-NO}_2 \text{ g}^{-1}$ suelo día⁻¹) en BNS y PN0 se muestran en la Figura 9, donde no se observaron diferencias significativas ($p > 0,05$) entre estos usos en todo el periodo de estudio, de la misma forma que la variación temporal en ambos usos. Las tasas de actividad nitrato reductasa en

BNS variaron entre $-5,6$ y $38,2 \mu\text{g N-NO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$, mientras que en PN0 variaron entre $-9,7$ y $37,6 \mu\text{g N-NO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

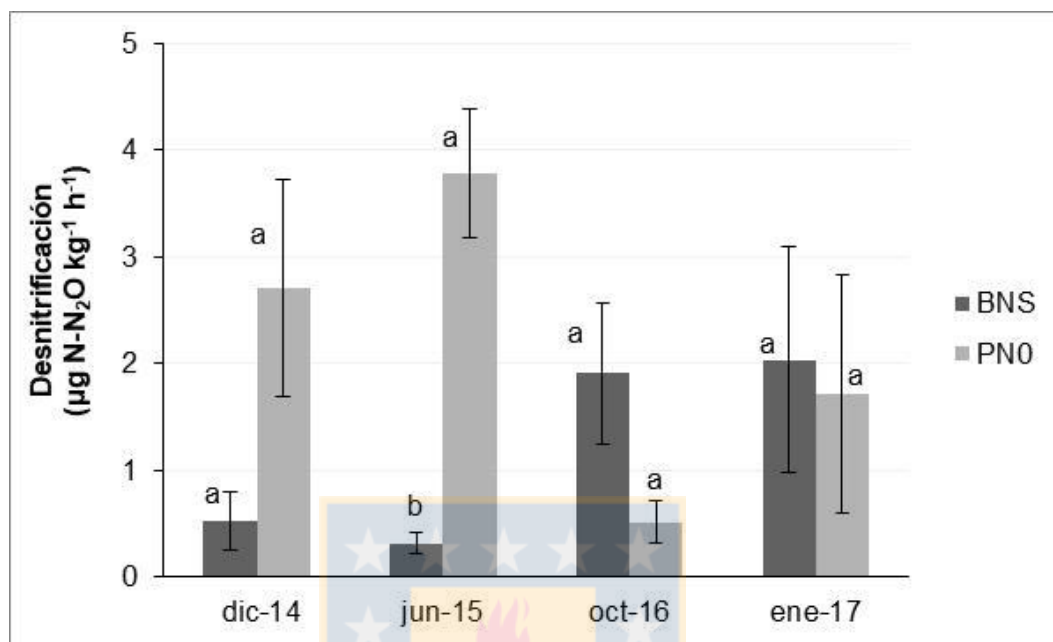


Figura 8. Variación temporal de desnitrificación potencial para los diferentes usos de un suelo Ñadi. BNS: bosque nativo secundario; PN0: pradera naturalizada control. Letra minúscula indica diferencias significativas entre los usos del suelo en diferentes fechas ($p < 0,05$). Barras verticales indican \pm error estándar (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

Ciclos de secado e humedecimiento del suelo

Respiración potencial del suelo

La respiración potencial de un suelo Ñadi, evaluada luego después de los ciclos experimentales de secado y humedecimiento en condiciones de laboratorio, para 2 fechas contrastantes, se observan para BNS y PN0 en la Figura 10.

El efecto del ciclo experimental de secado y humedecimiento sobre la respiración potencial del suelo en BNS, no fue significativo para ambas fechas de observación ($p > 0,05$), donde las tasas en muestras de suelo control y las sometidas a secado y humedecimiento variaron entre $21,0$ y $31,6 \mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$. En el suelo PN0, las tasas de respiración potencial variaron entre $1,1$ y $14,1 \mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ entre las muestras control y sometidas a secado y humedecimiento, aunque el efecto experimental no fue significativo en octubre de 2016 ($p > 0,05$), dada la alta

variabilidad de flujos en las muestras sometidas a secado y humedecimiento, mientras que en enero de 2017 el efecto experimental de secado y humedecimiento fue significativo ($P < 0,05$) en PN0, con una tasa marginalmente más elevada por el efecto del ciclo experimental. Además, la tasa de respiración promedio en muestras de suelo BNS sometidas al secado y humedecimiento fue significativamente más alta que PN0 bajo el mismo efecto experimental ($p < 0,05$) en ambos periodos de estudio.

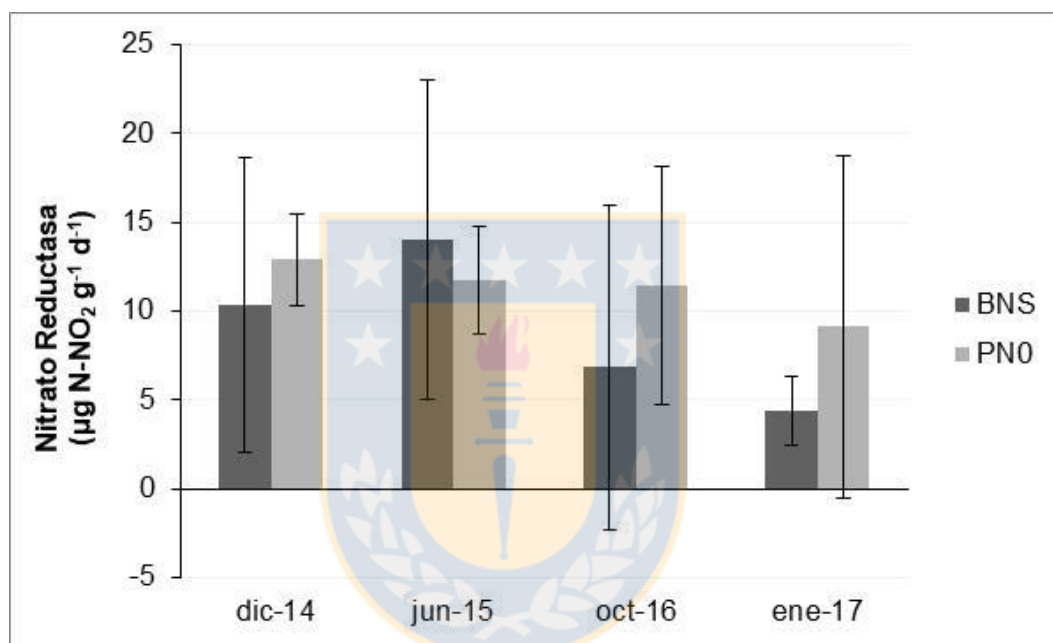


Figura 9. Variación temporal de la actividad de nitrato reductasa para los diferentes usos de un suelo Ñadi. BNS: bosque nativo secundario; PN0: pradera naturalizada control. Barras verticales indican \pm error estándar (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

Mineralización neta N

Las tasas de transformación neta N ($\text{mg N kg}^{-1} \text{ suelo día}^{-1}$) se muestran como mineralización neta N (amonificación) en la Figura 11 y nitrificación neta en la Figura 12, en dos fechas contrastantes para un suelo Ñadi de BNS y PN0.

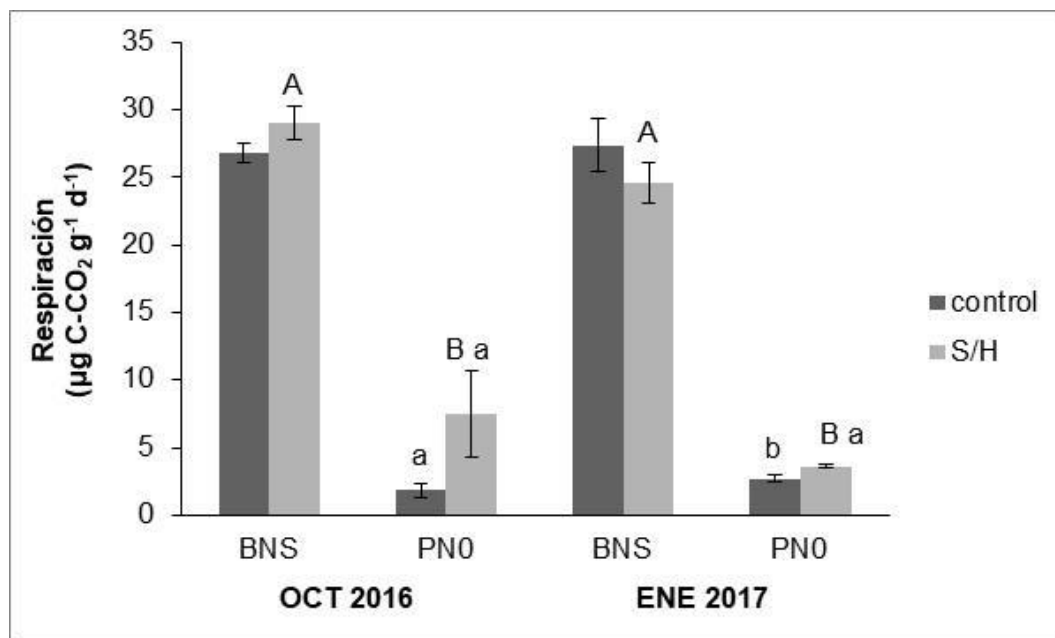


Figura 10. Respiración potencial con la aplicación de un ciclo de secado e humedecimiento (S/H) en un suelo Ñadi de diferentes usos. Letra mayúscula indica diferencia significativa entre los usos del suelo después del ciclo de secado e humedecimiento ($p < 0,05$); letra minúscula indica diferencia significativa entre los tratamientos control y secado/humedecimiento bajo el mismo uso del suelo ($p < 0,05$). BNS: bosque nativo secundario; PN0: pradera naturalizada control. Barras verticales indican \pm error estándar (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

No se observaron efectos significativos del ciclo de secado y humedecimiento del suelo sobre la amonificación neta en ambos usos de suelo ($p > 0,05$), donde las tasas en BNS variaron entre $-0,1$ y $33,5$ $\text{mg N-NH}_4^+ \text{kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ y en PN0 variaron entre $-0,3$ y $10,9$ $\text{mg N-NH}_4^+ \text{kg}^{-1} \text{d}^{-1}$. No hubo efecto significativo del secado y humedecimiento entre los usos del suelo ($p > 0,05$) en ambas fechas de estudio.

No se observaron efectos significativos sobre la nitrificación neta del suelo en un ciclo experimental de secado e humedecimiento en BNS ($p > 0,05$), donde las tasas variaron entre $-0,1$ y $6,7$ $\text{mg N-NO}_3^- \text{kg}^{-1} \text{d}^{-1}$. El efecto del secado y humedecimiento experimental del suelo fue significativo en PN0 ($p < 0,05$) en octubre de 2016, donde la tasa de nitrificación neta en el suelo control fue de $-0,1$ $\text{mg N-NO}_3^- \text{kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ indicando una tendencia al consumo neto de nitrato en el suelo, mientras que la tasa de nitrificación neta en el suelo sometido a secado y humedecimiento fue de $0,3$ $\text{mg N-NO}_3^- \text{kg}^{-1} \text{d}^{-1}$, indicando una tendencia a la

producción neta de nitrado. No hubo efecto significativo del secado y humedecimiento entre los usos del suelo ($p>0,05$) en ambos periodos de estudio.

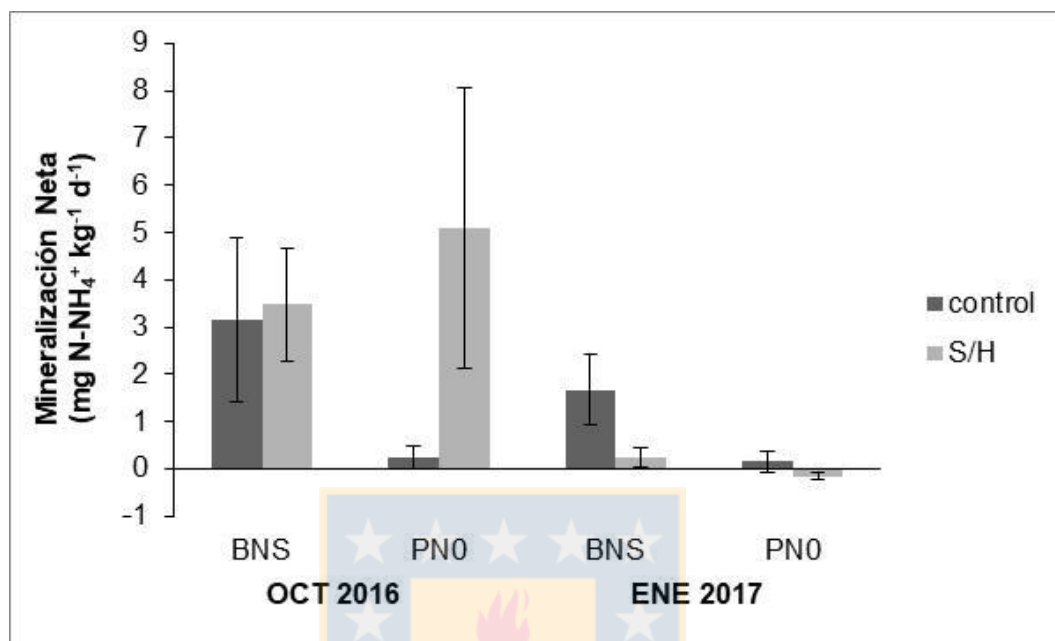


Figura 11. Tasa de mineralización neta de nitrógeno (amonificación neta) con la aplicación de un ciclo de secado e humedecimiento (S/H) en un suelo Ñadi de diferentes usos. BNS: bosque nativo secundario; PNO: pradera naturalizada control. Barras verticales indican \pm error estándar (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

Desnitrificación potencial

Las tasas de desnitrificación potencial del suelo ($\mu\text{g N-N}_2\text{O kg}^{-1}$ suelo hora⁻¹) sometido a un ciclo experimental de secado y humedecimiento se observan en la Figura 13 en BNS y PNO.

No se observaron efectos significativos sobre la desnitrificación potencial del suelo en un ciclo experimental de secado e humedecimiento en PNO ($p>0,05$), donde las tasas variaron entre 0,4 y 16,6 $\mu\text{g N-N}_2\text{O kg}^{-1}$ h⁻¹. El efecto del secado y humedecimiento experimental del suelo fue significativo en BNS ($p<0,05$) en el verano de 2017 y las tasas de desnitrificación potencial del suelo variaron entre -0,1 y 13,3 $\mu\text{g N-N}_2\text{O kg}^{-1}$ h⁻¹ para este uso entre ambas fechas. No se observaron diferencias en la tasa de desnitrificación entre los usos del suelo sometido al ciclo de secado y humedecimiento ($p>0,05$) en ambas fechas.

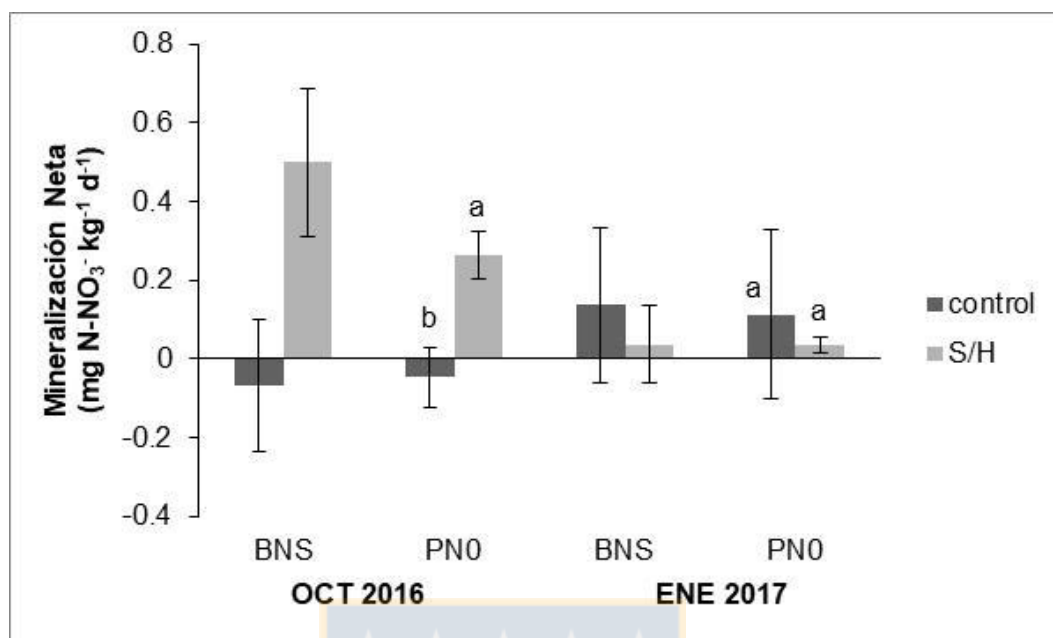


Figura 12. Tasa de nitrificación neta con la aplicación de un ciclo de secado e humedecimiento (S/H) en un suelo Ñadi de diferentes usos. Letra minúscula indica diferencia significativa entre los tratamientos control y secado/humedecimiento bajo el mismo uso del suelo ($p < 0,05$). BNS: bosque nativo secundario; PNO: pradera naturalizada control. Barras verticales indican \pm error estándar (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

Actividad de nitrato reductasa

La actividad nitrato reductasa ($\mu\text{g N-NO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ suelo día}^{-1}$) del suelo Ñadi sometido a un ciclo experimental de secado y humedecimiento se observa en la Figura 14 para BNS y PNO.

No se observaron efectos significativos del suelo en un ciclo experimental de secado e humedecimiento sobre la actividad nitrato reductasa en ambos usos de suelo ($p > 0,05$), donde las tasas en BNS variaron entre $-18,5$ y $44,3 \mu\text{g N-NO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$, y en PNO variaron entre $-3,1$ y $30,0 \mu\text{g N-NO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$. No se observaron diferencias significativas en la actividad nitrato reductasa entre los usos de suelo sometidos a secado y humedecimiento ($p > 0,05$) en ambos periodos de estudio.

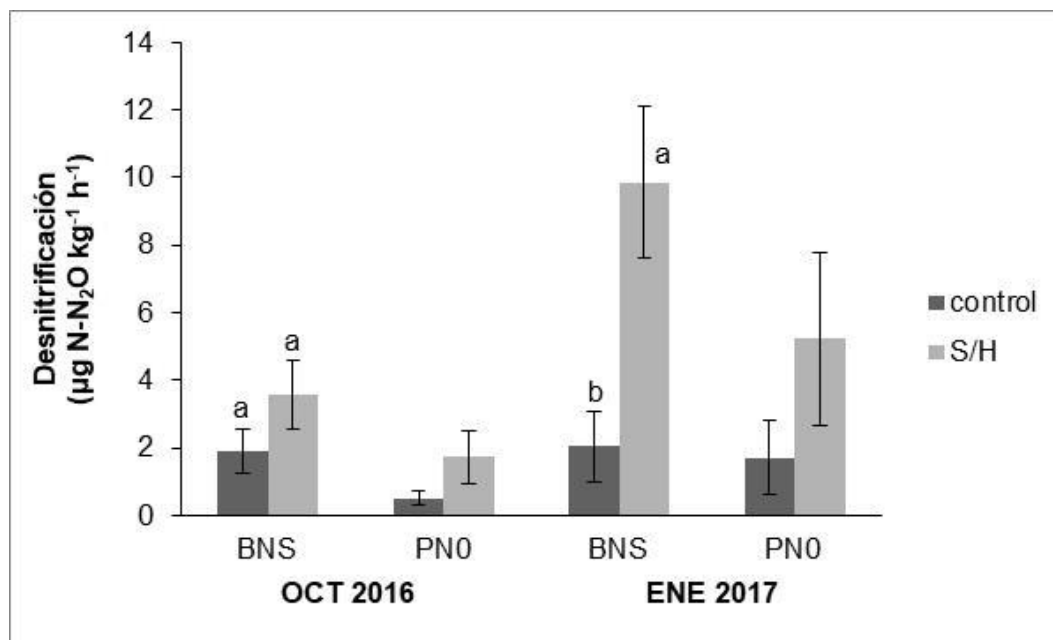


Figura 13. Desnitrificación potencial con la aplicación de un ciclo de secado e humedecimiento (S/H) en un suelo Ñadi de diferentes usos. Letra minúscula indica diferencia significativa entre los tratamientos control y secado/humedecimiento bajo el mismo uso del suelo ($p < 0,05$). BNS: bosque nativo secundario; PNO: pradera naturalizada control. Barras verticales indican \pm error estándar (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

Efecto del drenaje del suelo en la pradera naturalizada

Respiración potencial del suelo

Las tasas de respiración potencial del suelo ($\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ suelo d}^{-1}$) fueron evaluadas en muestras obtenidas de parcelas experimentales sometidas a diferentes sistemas de manejo de drenaje en la pradera naturalizada, las cuales se exponen en la Figura 15.

Se observaron efectos significativos de los métodos de drenaje de la pradera naturalizada sobre la respiración potencial del suelo en octubre de 2016 ($p < 0,05$), donde las tasas variaron entre 0,5 y 7,8 $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$, mientras que en el periodo de enero 2017 las tasas de respiración no variaron significativamente entre los tratamientos de drenaje de 2,1 y 6,5 $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$. La respiración potencial del suelo fue más alta en la pradera drenada sin control de altura freática (PN2) y más baja en la pradera control (PN0) en octubre de 2016 ($p < 0,05$).

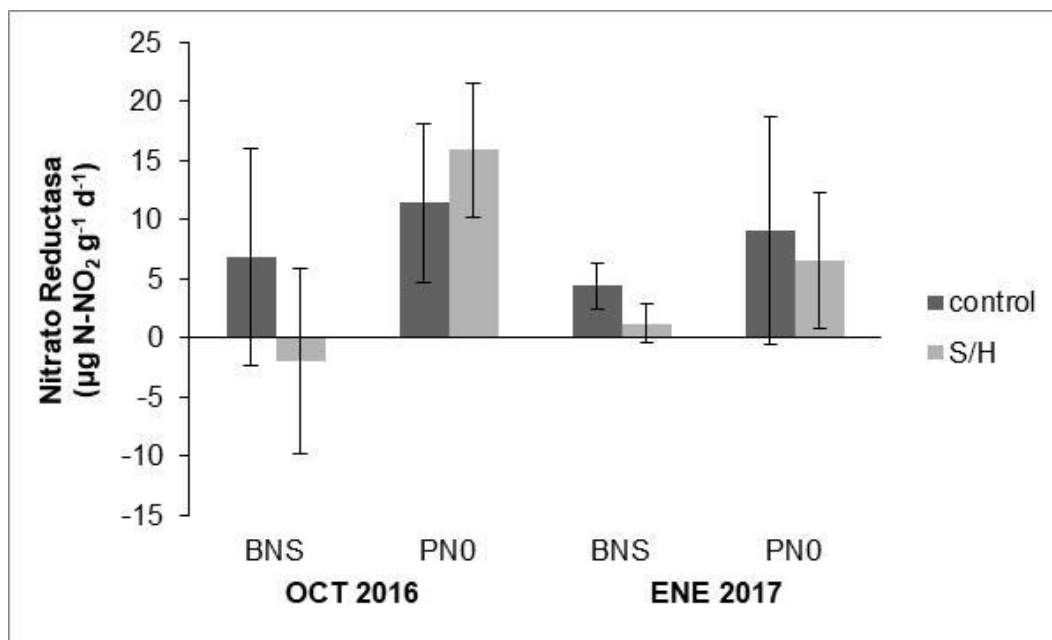


Figura 14. Actividad nitrato reductasa con la aplicación de un ciclo de secado e humedecimiento en un suelo Ñadi de diferentes usos. BNS: bosque nativo secundario; PNO: pradera naturalizada control. Barras verticales indican \pm error estándar (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

Mineralización neta N

Las tasas de mineralización y nitrificación neta N ($\text{mg N kg}^{-1} \text{ suelo día}^{-1}$) en el suelo de pradera naturalizada con diferentes manejos de drenaje se muestran en la Figura 16 y Figura 17, respectivamente.

No se observaron efectos significativos del drenaje sobre la amonificación neta del suelo de la pradera naturalizada en ambos periodos de estudio ($p > 0,05$), donde en octubre de 2016 las tasas variaron entre $-1,7$ y $1,0 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ y en enero de 2017 las tasas variaron entre $-0,3$ y $1,6 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

Se observaron efectos significativos del drenaje de la pradera naturalizada sobre las tasas de nitrificación neta en octubre de 2016 ($p < 0,05$), donde las tasas variaron entre $-0,3$ y $0,5 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$. En enero de 2017 no se observó una variación significativa entre los tratamientos de drenaje ($p > 0,05$), donde el rango de nitrificación neta se ubicó entre $-0,5$ y $0,7 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$. En octubre de 2016 la nitrificación neta del suelo fue más alta en PN3, mientras que en PNO, PN1 y PN2 fueron marginalmente negativas.

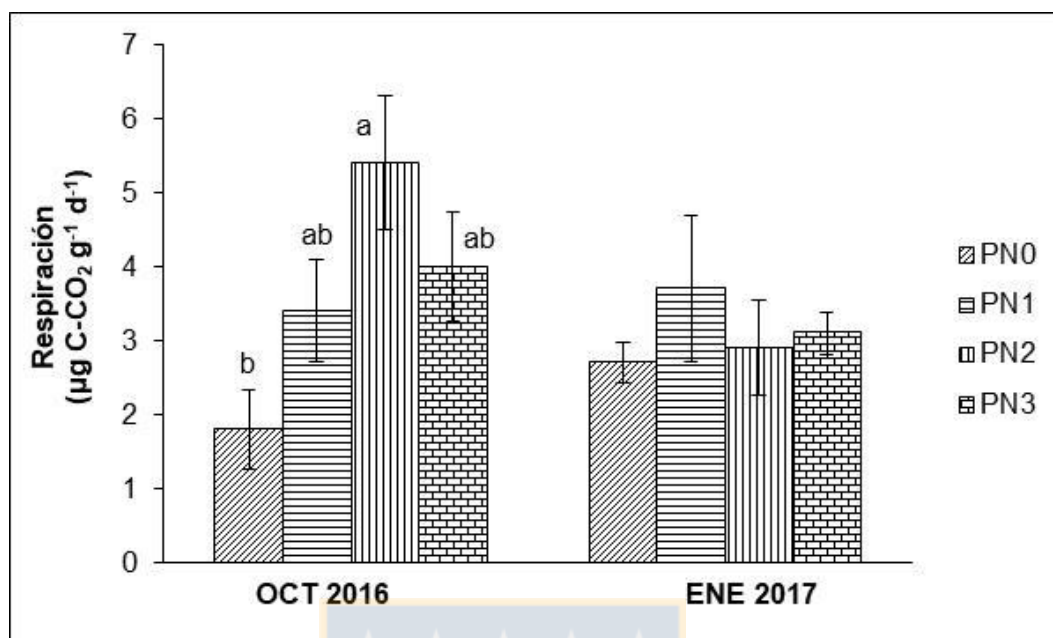


Figura 15. Respiración potencial de un suelo Ñadi sometido a diferentes manejos de drenaje. PN0: pradera naturalizada control; PN1: pradera con zanja sin drenaje de topes; PN2: pradera drenada sin control de altura freática de verano; PN3: pradera drenada con control de altura freática de verano. Letras indican diferencia significativa entre tratamientos ($p < 0,05$) en cada periodo de estudio. Barras verticales indican \pm error estándar (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

Desnitrificación potencial

Las tasas de desnitrificación potencial del suelo ($\mu\text{g N-N}_2\text{O kg}^{-1}$ suelo hora $^{-1}$) en la pradera naturalizada con diferentes manejos de drenaje, se muestran en el Figura 18.

No se observaron efectos significativos sobre la desnitrificación potencial del suelo con el uso de tratamientos de drenaje en ambos periodos de estudio ($p > 0,05$), donde en octubre de 2016 las tasas variaron entre 0,1 y 6,9 $\mu\text{g N-N}_2\text{O kg}^{-1}$ h $^{-1}$, y en enero de 2017 las tasas variaron entre 0,2 y 21,6 $\mu\text{g N-N}_2\text{O kg}^{-1}$ h $^{-1}$.

Actividad de nitrato reductasa

La actividad nitrato reductasa del suelo $\mu\text{g N-NO}_2$ g $^{-1}$ suelo d $^{-1}$ de la pradera naturalizada con diferentes manejos de drenaje, se muestran en la Figura 19.

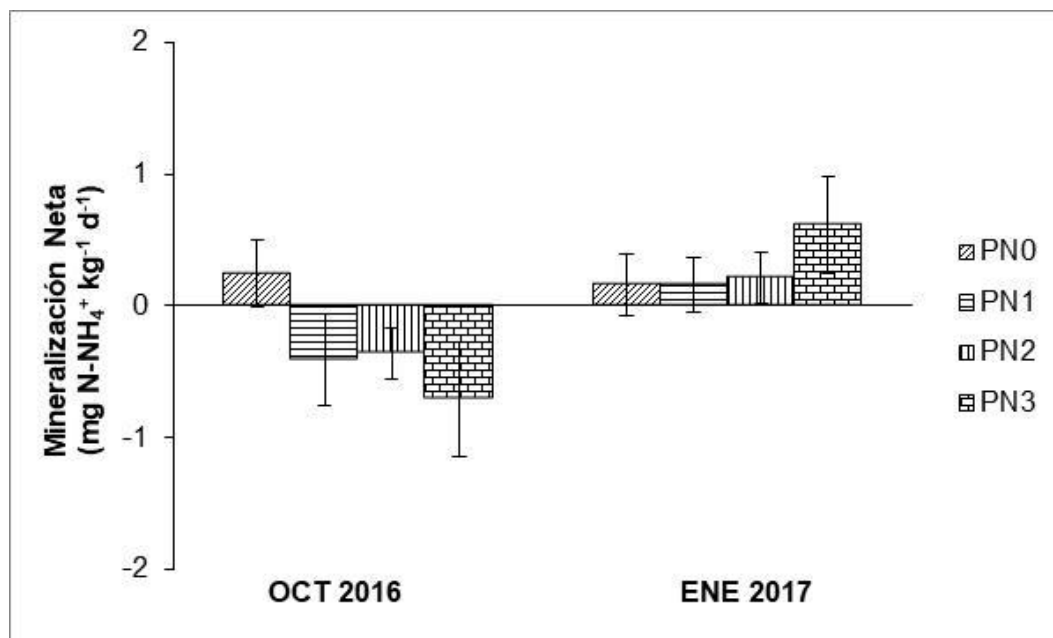


Figura 16. Amonificación neta de un suelo Ñadi ($\text{mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1} \text{ suelo d}^{-1}$) sometido a diferentes manejos de drenaje. PN0: pradera naturalizada control; PN1: pradera con zanja sin drenaje de topos; PN2: pradera drenada sin control de altura freática de verano; PN3: pradera drenada con control de altura freática de verano. Barras verticales indican \pm error estándar (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

No se observaron efectos significativos en la actividad nitrato reductasa del suelo con el uso de tratamientos de drenaje en ambos periodos de estudio ($p > 0,05$), donde en octubre de 2016 las tasas variaron entre $-7,1$ y $58,0 \mu\text{g N-NO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ y en enero de 2017 las tasas variaron entre $-4,3$ y $44,4 \mu\text{g N-NO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

Emisiones de gases efecto invernadero in situ (CO_2 , N_2O y CH_4) desde la superficie del suelo

Efecto del cambio de uso de suelo sobre las emisiones GEI

El flujo de emisiones de gases de efecto invernadero *in situ*, desde la superficie de un suelo Ñadi en la pradera naturalizada y bosque nativo secundario, a partir cámaras estáticas de base fija, se observan para la emisión de CO_2 ($\text{mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) en la Figura 20; la emisión de N_2O ($\mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) en la Figura 21; y la emisión de CH_4 ($\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) en la Figura 22; en 7 fechas distintas en un periodo que comprendió desde el otoño de 2014 hasta el verano de 2017.

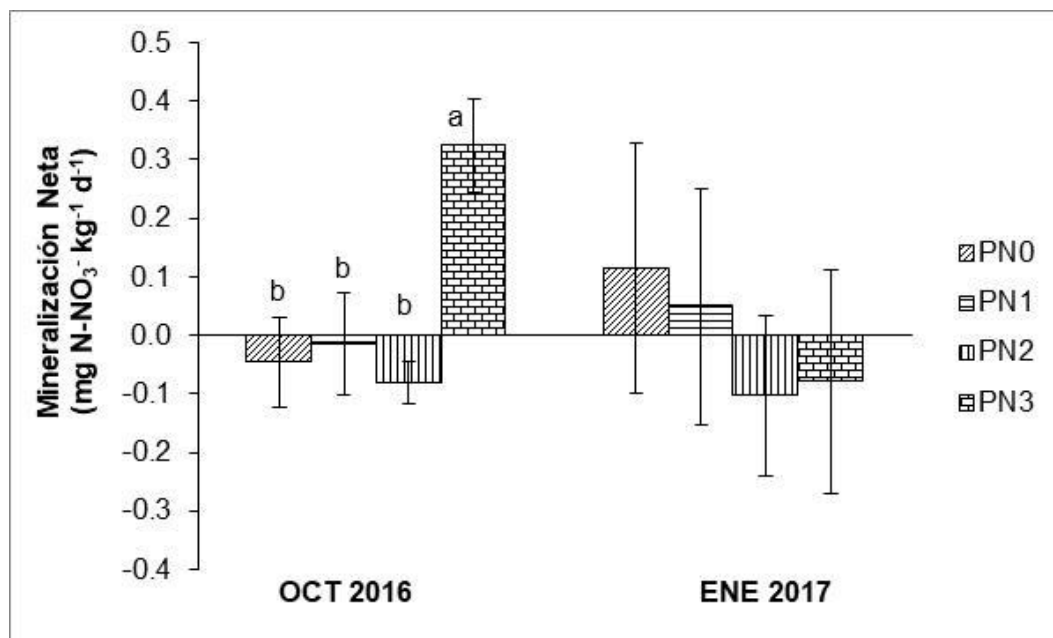


Figura 17. Nitrificación neta de un suelo Ñadi ($\text{mg N-NO}_3^- \text{kg}^{-1} \text{suelo d}^{-1}$) sometido a diferentes manejos de drenaje. PN0: pradera naturalizada control; PN1: pradera con zanja sin drenaje de topos; PN2: pradera drenada sin control de altura freática de verano; PN3: pradera drenada con control de altura freática de verano. Letras indican diferencia significativa entre tratamientos ($p < 0,05$) en una determinada fecha de estudio. Barras verticales indican \pm error estándar (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

El efecto del uso del suelo sobre las emisiones de C-CO_2 desde la superficie de un suelo Ñadi, fue significativo ($p < 0,05$) en la mayoría de las fechas en el periodo de estudio, donde en BNS las tasas variaron entre 32 y 250 $\text{mg C-CO}_2 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$, mientras que en la PN0 variaron entre 4 y 660 $\text{mg C-CO}_2 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Las emisiones de CO_2 fueron significativamente más altas en la pradera naturalizada en los períodos de verano, comparadas con las emisiones desde el suelo del bosque nativo ($p < 0,05$), mientras que en los periodos de invierno y otoño no hubo diferencias significativas entre los usos ($p > 0,05$). La variación temporal de emisiones CO_2 fue significativa en ambos usos ($p < 0,05$), aunque mucho más evidente en la pradera naturalizada, donde los valores de emisión en verano fueron del orden de 3-5 veces superiores que los de invierno, mientras que las variaciones en el bosque nativo fueron significativos pero menos evidentes, con la misma tendencia que la pradera y en un orden de amplitud mucho más modesto.

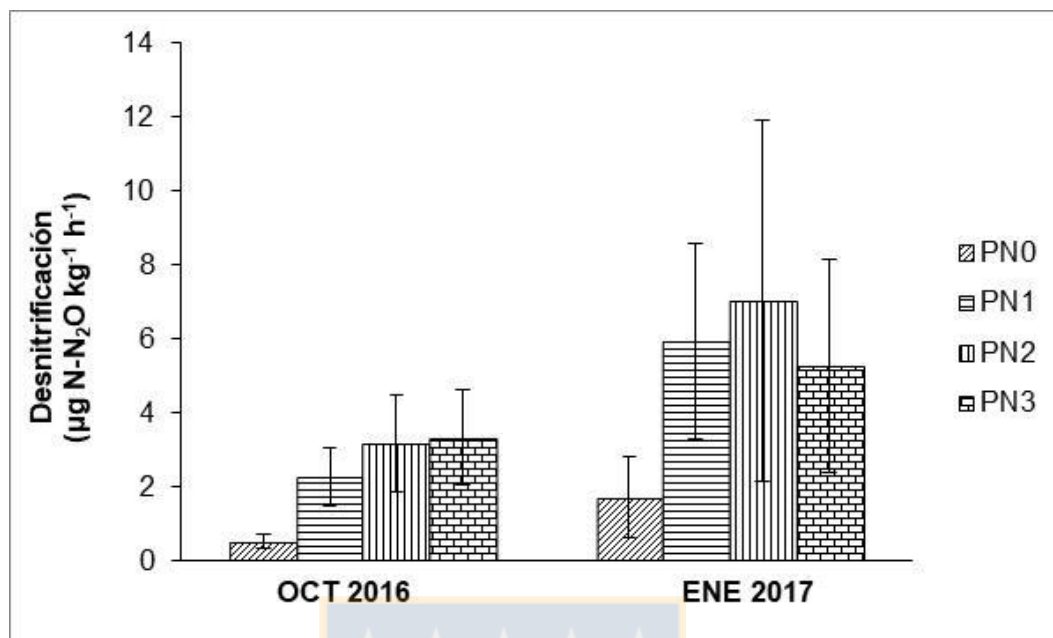


Figura 18. Desnitrificación potencial de un suelo Ñadi sometido a diferentes manejos de drenaje. PN0: pradera naturalizada control; PN1: pradera con zanja sin drenaje de topes; PN2: pradera drenada sin control de altura freática de verano; PN3: pradera drenada con control de altura freática de verano. Barras verticales indican \pm error estándar (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

Las diferencias en emisiones de $\text{N-N}_2\text{O}$ entre los usos del suelo no fueron significativas ($p > 0,05$) en todo el periodo de estudio, donde en BNS las tasas variaron entre -46 y $53 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$, mientras que en PN0 variaron entre -250 y $39 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$. La variación temporal tampoco fue significativa ($p > 0,05$) en ambos usos. Si bien el efecto del uso del suelo y el factor temporal no incidieron significativamente en las emisiones de N_2O desde la superficie del suelo Ñadi, se observó una tendencia de producción de este gas traza en el suelo del bosque nativo, en los mismos periodos que en la pradera se observó una tendencia de consumo (flujos negativos de N_2O).

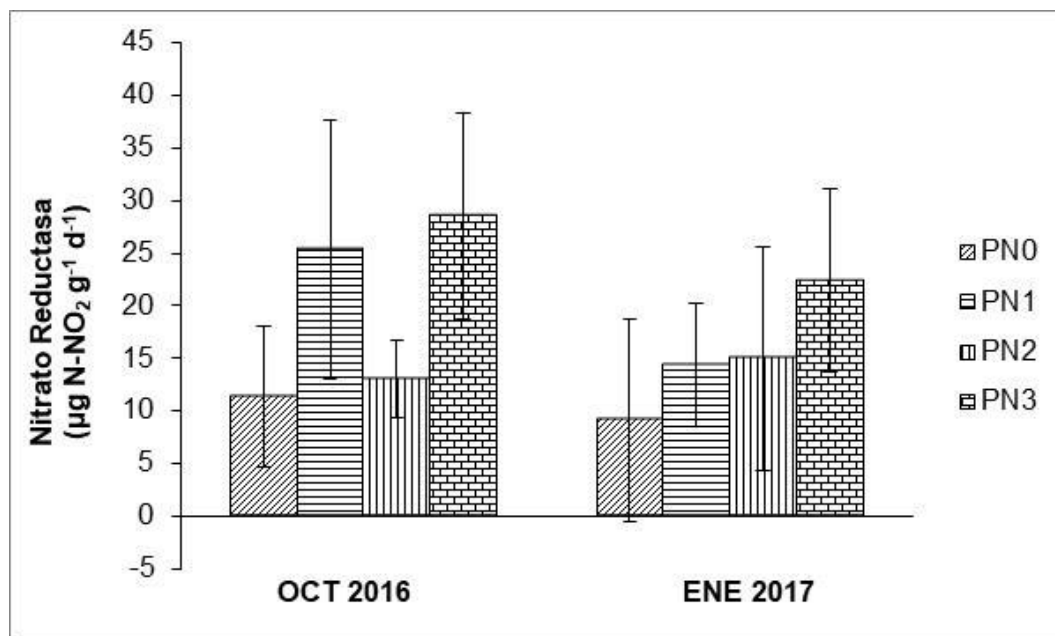


Figura 19. Actividad nitrato reductasa de un suelo Ñadi sometido a diferentes manejos de drenaje. PN0: pradera naturalizada control; PN1: pradera con zanja sin drenaje de topes; PN2: pradera drenada sin control de altura freática de verano; PN3: pradera drenada con control de altura freática de verano. Barras verticales indican \pm error estándar. Barras verticales indican \pm error estándar (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

Las emisiones de C-CH₄ desde la superficie del suelo no fueron significativamente diferentes entre BNS y PN0 ($p > 0,05$) en todo el periodo de estudio, donde en BNS las tasas variaron entre -434 y 224 $\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, mientras que en la PN0 variaron entre -761 y 327 $\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. La variación temporal de la emisión de CH₄ tampoco fue significativa ($p > 0,05$) en ambos usos, aunque en la mayoría de las fechas se observó una tendencia promedio al consumo de metano en la superficie del suelo (flujos negativos de CH₄).

Efecto de uso de drenaje en una pradera naturalizada sobre las emisiones GEI

El flujo de emisiones de gases de efecto invernadero *in situ*, desde la superficie del suelo Ñadi en la pradera naturalizada con diferentes tratamientos de manejo de drenaje, a partir cámaras estáticas de base fija, se observan para la emisión de CO₂ ($\text{mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) en la Figura 23; emisión de N₂O ($\mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) en la Figura 24; y emisión de CH₄ ($\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) en la Figura 25; en 2 fechas contrastantes.

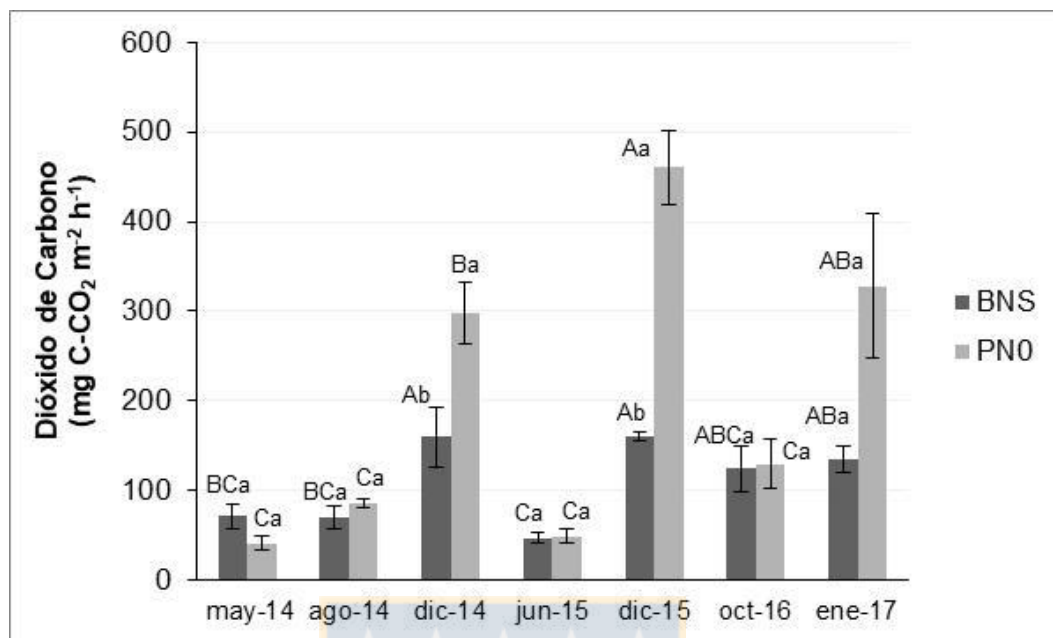


Figura 20. Variación temporal de emisiones gaseosas de C-CO₂ desde la superficie de un suelo Ñadi con diferentes usos. BNS: bosque nativo secundario; PNO: pradera naturalizada control. Letra mayúscula indica diferencia significativa entre fechas para un mismo uso del suelo; letra minúscula indica diferencias significativas entre los usos del suelo en una misma fecha ($p < 0,05$). Barras verticales indican \pm error estándar (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

No se observaron efectos significativos del drenaje de la pradera natural sobre las emisiones de C-CO₂ desde la superficie del suelo ($p > 0,05$) en ambas fechas de medición, donde en octubre de 2016 los flujos variaron entre 61 y 510 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹ y en el periodo de enero de 2017 los flujos variaron entre 150 y 712 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹.

No se observaron efectos significativos del drenaje de la pradera natural sobre las emisiones de N-N₂O desde la superficie del suelo ($p > 0,05$) en ambas fechas de medición, donde en octubre de 2016 los flujos variaron entre -61 y 1.223 mg N-N₂O m⁻² h⁻¹ y en el periodo de enero de 2017 los flujos variaron entre -64 y 97 mg N-N₂O m⁻² h⁻¹.

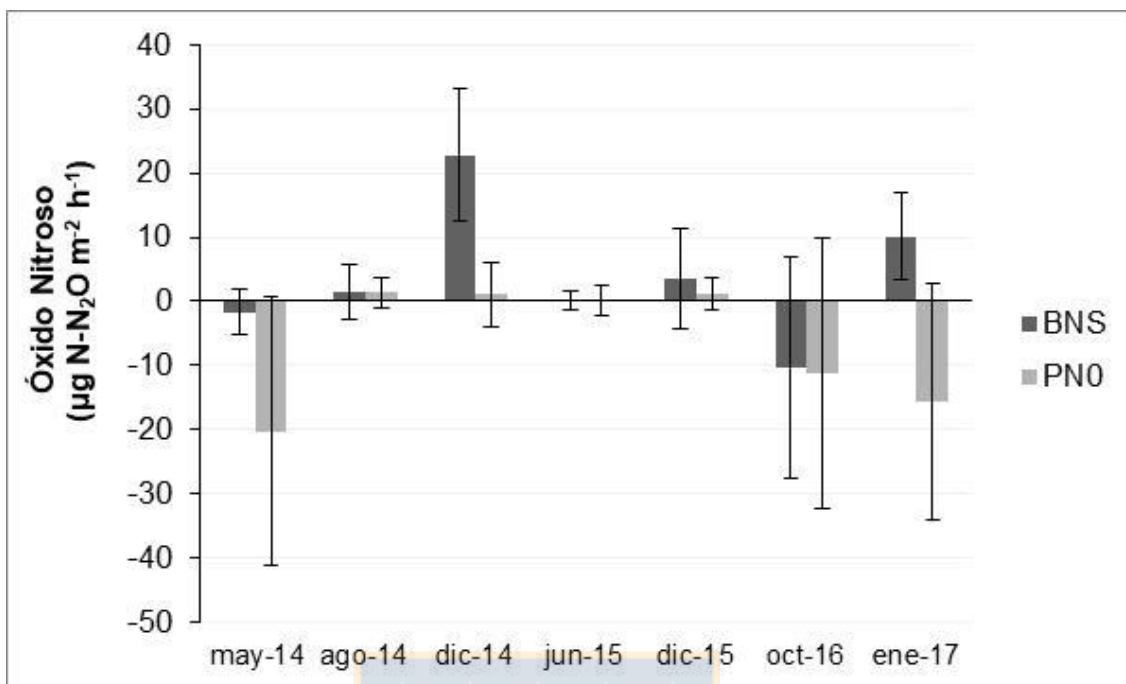


Figura 21. Variación temporal de emisiones gaseosas de N-N₂O desde la superficie de un suelo Ñadi con diferentes usos. BNS: bosque nativo secundario; PNO: pradera naturalizada control. Barras verticales indican \pm error estándar (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

No se observaron efectos significativos del drenaje de la pradera natural sobre las emisiones de C-CH₄ desde la superficie del suelo ($p > 0,05$) en octubre de 2016, donde los flujos variaron entre -389 y 235 mg C-CH₄ m⁻² h⁻¹. En el periodo de enero de 2017 los flujos variaron entre -37 y 431 mg C-CH₄ m⁻² h⁻¹ y fue más alto en PN2 ($p < 0,05$), mientras que fue significativamente más bajo en PN3, donde además se observó un consumo promedio de este gas traza (flujo negativo).

Correlaciones entre variables microambientales y nitrógeno biodisponible del suelo y la emisión de gases efecto invernadero

En la Tabla 4 se observan los coeficientes R² de Pearson de bondades de ajustes entre variables microambientales (temperatura, contenido volumétrico de humedad y conductividad del aire en los poros) y nitrógeno biodisponible (N-NH₄⁺ y -NO₃⁻) y flujos de emisión de gases efecto invernadero (CO₂, N₂O y CH₄) en el suelo Ñadi estudiado.

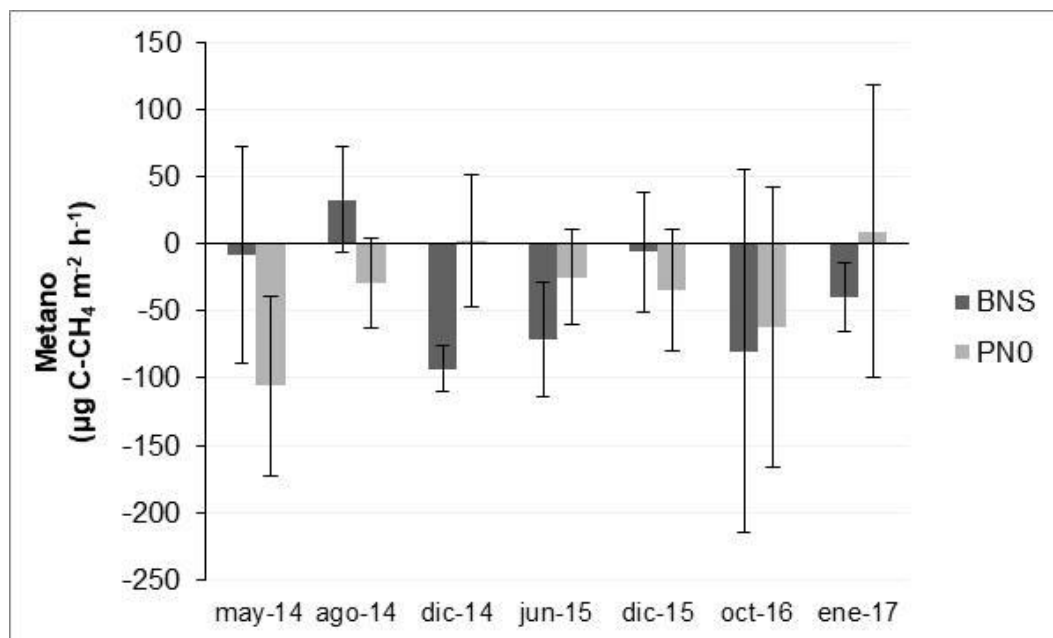


Figura 22. Variación temporal de emisiones gaseosas de C-CH₄ desde la superficie de un suelo Ñadi con diferentes usos. BNS: bosque nativo secundario; PNO: pradera naturalizada control. Barras verticales indican \pm error estándar (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

En general las variables microambientales y el contenido de N biodisponible del suelo no explican las variaciones de los flujos de gases efecto invernadero en el suelo Ñadi estudiado, con excepción de la temperatura del suelo, la cual explica en un 74 % la variación del flujo de CO₂ en forma significativa ($p < 0,05$). Las demás correlaciones entre estas variables son muy bajas y solamente el contenido de nitrato del suelo, además de la temperatura, tiende a explicar la variación del CO₂ en un 22 % con una probabilidad de error alfa menor al 10%.

DISCUSIÓN

Cambio de uso de suelo

En cuanto a la respiración potencial del suelo, la pradera sufre una variación temporal demostrable, no así el bosque, aunque la producción de CO₂ del bosque es más elevada, teniendo en cuenta que la respiración potencial fue evaluada en condiciones potenciales de laboratorio, sin presencia de hojarasca y raíces, lo que indica que está más relacionada con la respiración microbiana del suelo. Esto quiere decir que la actividad biológica de microorganismos aerobios, la cual es

mucho más alta en el bosque, no es tan variable en el tiempo, porque las condiciones ambientales del bosque mantiene las condiciones comparables de actividad biológica durante todo el año, lo cual indica que las tasas de respiración de suelo disminuyen con la disminución de la temperatura y la humedad, y subsecuentemente la respiración aumenta con el aumento de la temperatura y humedad (Chen et al., 2013), lo que es muy variable en la pradera, aunque con una respiración mucho más baja.

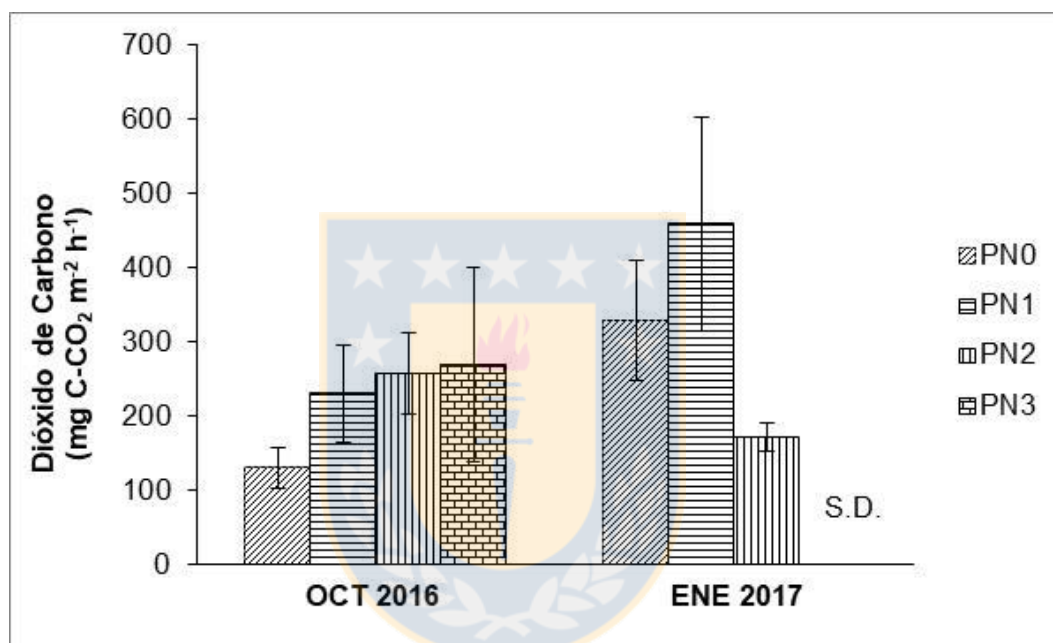


Figura 23. Flujo de emisiones de C-CO₂ desde la superficie de un suelo Ñadi sometido a diferentes manejos de drenaje. PN0: pradera naturalizada control, PN1: pradera con zanja sin drenaje de topos, PN2: pradera drenada sin control de altura freática, PN3: pradera drenada con control de altura freática (no medido en enero de 2017). Barras verticales indican \pm error estándar; S.D.: sin datos (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

Por lo tanto, los patrones observados indican una actividad biológica más pobre en la pradera, proporcionando evidencia empírica de la existencia de una correlación entre el acceso microbiano a la materia orgánica y el ciclo de la materia orgánica del suelo (Moinet et al., 2016), tal como se observa en el suelo del bosque nativo.

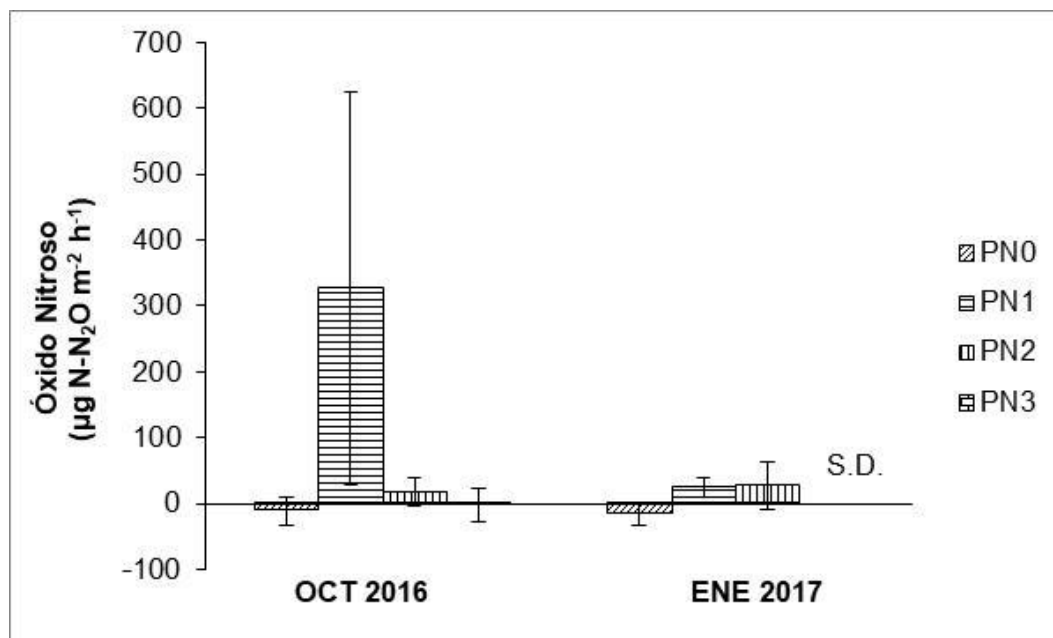


Figura 24. Flujo de emisiones de N-N₂O desde la superficie de un suelo Ñadi sometido a diferentes manejos de drenaje. PN0: pradera naturalizada control, PN1: pradera con zanja sin drenaje de topos, PN2: pradera drenada sin control de altura freática, PN3: pradera drenada con control de altura freática (no medido en enero de 2017). Barras verticales indican \pm error estándar; S.D.: sin datos (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

Hay más actividad biológica aerobia en el suelo de bosque nativo, aun cuando el contenido de materia orgánica es más bajo, comparado con la pradera, lo que puede estar asociado a un mayor volumen radical y riqueza floral de especies vasculares herbáceas. La calidad de compuestos orgánicos influye en la respuesta microbiana del suelo y su actividad aerobia (Yanardag et al., 2017), lo que evidencia el cambio histórico de uso desde bosque nativo hacia una pradera naturalizada, alterando la respuesta aerobia de microorganismos en un suelo Ñadi. En un Andisol de la Patagonia chilena, la respiración potencial en bosque nativo de *Nothofagus pumilio* en los primeros 10 cm de profundidad (54-194 $\mu\text{g C g}^{-1} \text{d}^{-1}$) fue marginalmente superior a una pradera degradada (41-185 $\mu\text{g C g}^{-1} \text{d}^{-1}$; Dube et al., 2009), tal como se observó en el presente estudio para un suelo Ñadi norpatagónico, aunque cerca de 2-3 veces más bajo en bosque nativo y 30 veces más bajo en la pradera, indicando que el cambio de uso en el suelo Ñadi es mucho más sensible en cuanto a la actividad biológica aerobia del suelo.

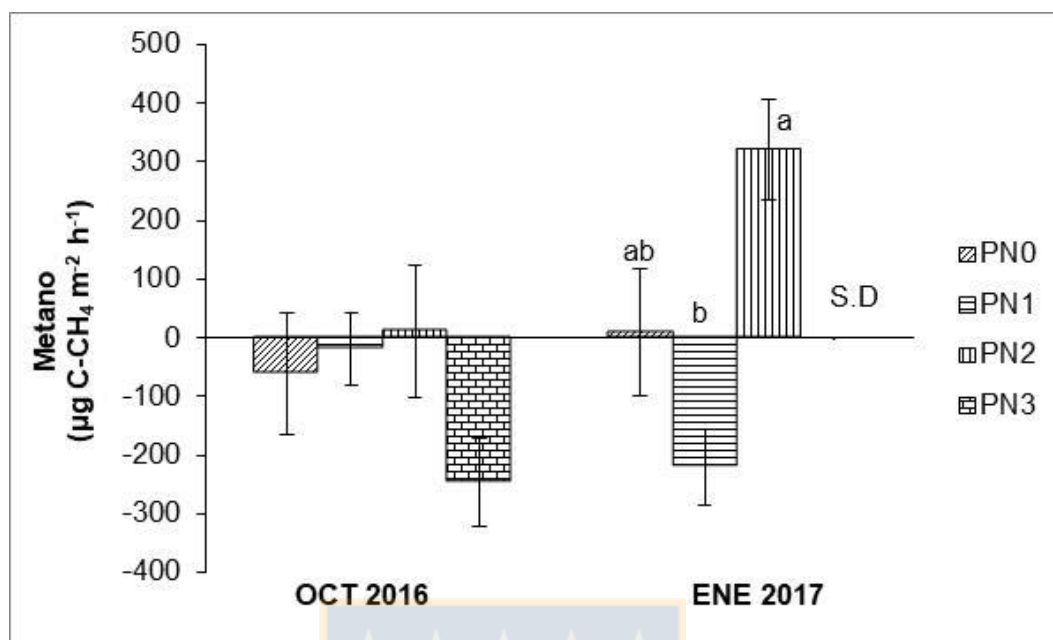


Figura 25. Flujo de emisiones de C-CH₄ desde la superficie de un suelo Ñadi sometido a diferentes manejos de drenaje. PN0: pradera naturalizada control, PN1: pradera con zanja sin drenaje de topos, PN2: pradera drenada sin control de altura freática, PN3: pradera drenada con control de altura freática (no medido en enero de 2017). Letras indican diferencia significativa entre tratamientos ($p < 0,05$) en una determinada fecha de estudio. Barras verticales indican \pm error estándar; S.D.: sin datos (Fuente: datos obtenidos en la presente investigación).

El efecto del cambio de uso histórico del suelo no es evidente en la actividad biológica relacionada con la dinámica de nitrógeno biodisponible del suelo, en términos de mineralización y nitrificación neta. En principio, este patrón puede estar relacionado con tasas de transformación N muy heterogéneas en un mismo periodo de estudio, en lo cual se encuentra una elevada variabilidad entre los datos. Aun así, existe una tendencia en que la amonificación sea más alta en el suelo de bosque nativo, relacionado a una actividad aerobia de mineralización. Lo mismo sucede con la nitrificación, la cual es probablemente mayor en la producción de nitrato en el suelo de bosque nativo, mientras que en la pradera es mayor el consumo neto de nitrato (Figuras 6 y 7).

Tabla 4. Coeficientes R^2 de Pearson entre variables microambientales y contenido de nitrógeno biodisponible del suelo y los flujos de emisión de gases efecto invernadero. Valores entre paréntesis indican p (α).

	VWC	T	KI	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻
CO ₂	0,02 (0,59)	0,74 (<0,01)	0,12 (0,34)	0,01 (0,80)	0,22 (0,09)
N ₂ O	0,10 (0,28)	<0,01 (0,97)	0,10 (0,79)	0,08 (0,33)	0,08 (0,32)
CH ₄	0,02 (0,60)	0,12 (0,23)	<0,01 (0,94)	<0,01 (0,98)	0,02 (0,67)

VWC: Contenido volumétrico de humedad del suelo; T: temperatura del suelo; KI: conductividad del aire.

Esta diferencia tendencial en los patrones de transformación neta N entre usos de suelo, puede ser explicado por la diferencia en la cobertura vegetal y consecuentemente, debido a la biomasa y composición microbiana del suelo y la actividad enzimática, los cuales contribuyen a los procesos de transformación N diferenciados (Priha y Smolander, 1999; Priha et al., 2001; Hackl et al., 2004). Además, las especies arbóreas pueden tener efectos directos sobre las transformaciones N a través del recambio de raíces finas (Tateno y Takeda, 2010; Fukuzawa et al., 2013; Hobbie, 2015). La producción de nitrato en tanto, requiere mayor presencia de oxígeno en el perfil del suelo. De acuerdo a antecedentes recientes en esta área de estudio, el cambio de uso histórico de bosque nativo a pradera en el suelo Ñadi, generó un colapso de la estructura de poros del suelo, ocasionando que la napa freática se elevara en la pradera (Dörner et al., 2016). Esta condición edáfica cambiante en la pradera, dificulta la difusión de oxígeno a través de procesos convectivos durante todo el año (Figura 3), mientras que en el perfil del suelo del bosque nativo, la actividad biológica aerobia se mantiene, de tal forma que se observa una tendencia de mayor mineralización y nitrificación potencial. La cantidad de nitrato en una pradera de suelo Andisol patagónico de Chile fue de alrededor de 2 mg N kg⁻¹, mientras que en un bosque de *Nothofagus pumilio* fue de 12-35 mg N kg⁻¹ (Dube et al., 2009), evidenciando que los patrones de disponibilidad de N en un suelo Ñadi en condiciones ambientales comparables, son claramente más conservativos por la limitación edáfica relacionada con la dinámica hidrológica del suelo.

La desnitrificación presentó una tendencia de producción potencial de N_2O en la pradera en invierno, siendo esto muy coherente con un proceso de consumo neto de nitrato verificado en dicho uso en el mismo periodo (Figuras 7 y 8). Lo contrario se observó en el suelo del bosque nativo, donde se evidenció una actividad biológica aerobia más elevada, lo cual inhibe la producción de N_2O durante la desnitrificación. Este patrón es coherente con un mayor contenido estacional de agua en la pradera (Figura 3), lo cual restringe la difusión de O_2 y crea condiciones favorables para la desnitrificación (De Bruijn et al., 2009).

La actividad biológica relacionada con la desnitrificación, es decir la actividad nitrato reductasa, que cataliza la transformación biológica de nitrato del suelo en óxido nitroso, no presentó una clara evidencia del efecto del uso del suelo Ñadi en el presente estudio. Es factible inferir que la capacidad potencial de los microorganismos de producir N_2O fue igual en ambos usos de suelo (Figura 9), indicando una capacidad potencial de producir N_2O en forma similar. Este patrón contradice las condiciones ambientales dispares de la pradera, las cuales favorecen más la actividad de nitrato reductasa, debido al elevado contenido de humedad edáfica y su baja capacidad convectiva (Figura 3), asociado a un mayor contenido de carbono orgánico en las primeras capas del perfil (Tabla 3). En un estudio del cambio de uso de pradera a bosque productivo en un Andisol tropical, no se verificó un efecto significativo del cambio de uso en la actividad nitrato reductasa, donde las propiedades físicas y químicas del suelo dentro de los usos fueron más relevantes (Wakelin et al., 2016). Este análisis es coherente con la elevada variabilidad interna observada en la actividad nitrato reductasa en cada uso del presente estudio.

Ciclos de secado y humedecimiento del suelo

El análisis de los efectos potenciales de un ciclo de secado y humedecimiento sobre la respiración potencial, indica una tendencia similar en condiciones previas al experimento, tal como se observó en la comparación de las tasas de respiración entre los usos del suelo. Es decir, la respiración potencial del suelo de bosque nativo es más alta que en la pradera naturalizada, aun cuando sometido a un ciclo

de secado y humedecimiento potencial. Sin embargo, el efecto de secado y humedecimiento no alteró las tasas de respiración del suelo solamente bajo bosque nativo, comparado con una condición control. El efecto de secado del suelo en la pradera naturalizada fue significativo en condiciones de verano sobre la actividad aerobia de microorganismos (Figura 10), indicando que, independientemente del valor de la tasa de respiración, que en el suelo Ñadi con pradera es mucho menor a lo observado en bosque nativo, es suficientemente sensible a esta alteración experimental. Por otro lado, la acumulación de la materia orgánica en la pradera, más alta que la verificada en el suelo de bosque nativo (Tabla 3), provee un sustrato mineralizable que puede ser sensible a las alteraciones físicas, derivadas del manejo del suelo. La acumulación de carbono orgánico del suelo y una relativa baja tasa de respiración microbiana, ha sido relacionado con las condiciones edafoclimáticas y los procesos geoquímicos como explicaciones causales de estos patrones (Doetterl et al., 2015). Esta condición es especialmente importante en ambientes templados húmedos, como en los que se verifican en suelos Ñadi, donde el reservorio de carbono del suelo se caracteriza por una elevada proporción de fracciones órgano-minerales (Doetterl et al., 2015). La variación extrema del contenido hídrico del suelo generada en este experimento, proporciona una alteración física de la matriz órgano-mineral del suelo, lo cual aumenta potencialmente la accesibilidad de los microorganismos heterotróficos del suelo a la materia orgánica, lo que implica en un aumento de la producción de CO₂, derivado de la descomposición de los residuos orgánicos depositados en superficie del suelo (Berg y McLaugherty, 2008) y sus características, según la cobertura vegetal (Ono et al., 2013). En este caso, cabe mencionar que en el suelo Ñadi la elevación de la temperatura ambiental y edáfica, proporciona una respuesta significativa de la respiración (Fang et al., 2017), la cual es arbitraria según la variabilidad anual.

En el proceso de mineralización N del suelo no se pudo verificar un efecto comprobable del secado y humedecimiento, aunque se observa una tendencia potencial en la producción de amonio en el suelo de pradera bajo el efecto del secado y humedecimiento en condiciones de primavera, cuya dispersión no lo

permite afirmar conclusivamente este estudio (Figura 11), indicando que bajo este uso la actividad biológica heterotrófica del suelo de transformación N, tiende a ser favorecida por las alteraciones físicas y químicas de un ciclo extremo de secado y humedecimiento del suelo para la producción de amonio. En el caso del bosque, la tendencia, tampoco conclusiva, indica una mayor tasa potencial de nitrificación (Figura 12), favorecida por las condiciones edáficas más oxidativas para la producción de nitrato. En condiciones de primavera, la producción de nitrato es significativamente más alta después de un ciclo de secado y humedecimiento del suelo en la pradera naturalizada. Consecuentemente, la pradera en un suelo Ñadi sometido a drenaje, puede a largo plazo aumentar la producción de nitrato y por lo tanto favorecer la producción de gases de efecto invernadero (N_2O) a través de la nitrificación o desnitrificación, generados a partir de las condiciones edafoclimáticas favorables (Booth et al., 2005; Colman y Schimel, 2013), como el contenido de agua en el suelo (Gutiérrez-Girón et al., 2014); el contenido de materia orgánica del suelo, que afecta directamente a la transformación de N (Booth et al., 2005, Cookson et al., 2007); y las condiciones microambientales (Coûteaux et al., 1995; Aerts, 1997; Inagaki et al., 2010).

La desnitrificación potencial no es evidentemente alterada por el efecto del secado del suelo en la pradera en ambas estaciones, pero aumenta significativamente la producción de N_2O en el suelo de bosque nativo en verano, con una tendencia similar no conclusiva en la pradera. Un potencial aumento en la producción de nitrato por efecto de secado y humedecimiento del suelo, con la subsecuente limitación de difusión de O_2 , favorece el proceso de desnitrificación en estas condiciones de alteración (De Bruijn et al., 2009). Sin embargo, en el suelo Ñadi con pradera y bosque no se verificó un aumento en la producción de nitrato en estas condiciones experimentales (Figura 12), de la misma forma que no es evidente la actividad enzimática promotora de la reducción de nitrato a N_2O (Figura 14). Estudios previos en diferentes suelos y usos, concluyen que la disponibilidad de carbono orgánico es un factor preponderante para las respuestas en la dinámica de N del suelo frente a una alteración extrema de la variación del contenido hídrico (Venterink et al., 2002; Guo et al., 2014). De hecho, el contenido

de carbono orgánico del suelo, parece ser el principal elemento causal de la mayoría de los procesos biogeoquímicos afectados por uso y manejo del suelo Ñadi, según se observa en el presente estudio. Una particularidad de los suelos Ñadi, es la presencia de un horizonte plácico, caracterizado por una capa discontinua de hierro (Alcayaga, 1989). En dicho ambiente, una dinámica óxido-reductiva derivada de la variación extrema del contenido hídrico del suelo, puede favorecer en forma diferencial la actividad biológica del suelo (Taylor y Konhauser, 2011; Templeton, 2011). El proceso de secado y humedecimiento entonces, activa la transferencia de electrones por medio del hierro en todo el perfil del suelo, lo cual puede acelerar procesos biológicos como la desnitrificación (Huang et al., 2009).

Efecto del drenaje del suelo en la pradera naturalizada

La evaluación de una condición de campo con la implementación de drenaje en el suelo Ñadi con pradera naturalizada, muestra que la respiración potencial se incrementa con el uso de drenaje de topes sin control de altura freática en periodo estival, comparado con lo observado en pradera sin drenaje, donde la respiración fue la más baja en primavera (Figura 15). El uso de drenaje en suelos de uso productivo ha demostrado un favorable incremento en la difusividad del aire (Nakajima y Lal, 2014), lo que permite condiciones óptimas para actividad microbiana aeróbica del suelo. Este patrón es más evidente en condiciones de primavera, cuando la actividad biológica del suelo es normalmente más alta, con el aumento de la temperatura y el contenido de humedad fuera de los límites de estrés microbiano (Chen et al., 2013).

La dinámica de nitrógeno en el suelo Ñadi estudiado, demuestra un patrón modesto de variación por los efectos de uso histórico del suelo (Figuras 6 y 7) y el manejo de drenaje en la pradera naturalizada (Figuras 16 y 17), donde las tasas de cambio de nitrógeno biodisponible difícilmente superan a $1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Esto también ha implicado en un efecto no cuantificable de los procesos de reducción no asimilatoria (desnitrificación, Figura 18) y la actividad enzimática relacionada de nitrato reductasa (Figura 19). Aun así, dentro del rango de producción limitada de

NO_3^- en la pradera, el drenaje de topos con control estival de altura freática (PN3), mantiene las condiciones edáficas apropiadas para la producción de NO_3^- , mientras que los otros sistemas de drenaje aparentemente favorecen el consumo de NO_3^- en primavera. Este patrón es inicialmente concordante con un menor contenido de agua volumétrico observado en el suelo bajo este sistema, aunque no concuerda con la mejor condición de conductividad del aire (Figura 4). Los efectos específicos del sistema de drenaje en suelo Ñadi de pradera naturalizada parecen ser evidentes en aquellos procesos biológicos directamente relacionados con el contenido de carbono orgánico del suelo, pero requiere un análisis más profundo en cuanto a la dinámica biogeoquímica del nitrógeno.

Emisiones de gases efecto invernadero in situ (CO_2 , N_2O y CH_4) desde la superficie del suelo

Cambio de uso de suelo

Los flujos de emisión de CO_2 desde la superficie del suelo muestran una variación estacional significativa en la pradera naturalizada y en bosque nativo (Figura 20), mucho más evidente y amplia en la pradera, donde en periodos de primavera y verano es significativamente más alto que en el bosque de *Nothofagus*. Las temperaturas del suelo son mucho más bajas en otoño e invierno, mientras que el contenido de humedad del suelo es alto en este periodo, influenciado directamente en la baja emisión de CO_2 , cuyos valores son similares en ambos usos en estas estaciones. Se determinaron correlaciones para el CO_2 , encontrando que, principalmente la temperatura del suelo, en menor medida, la cantidad de nitrato, son factores determinantes para la emisión de CO_2 , aunque se observó que el contenido volumétrico de humedad cercano a los 55 %, la emisión de CO_2 es elevada en la pradera. El aumento de las tasas de CO_2 en función de la temperatura sugiere un patrón dependiente de una activación de mayores tasas de actividad metabólica, lo que refleja una disminución o incluso la ausencia del crecimiento microbiano debido a un aumento en el costo energético para mantener el metabolismo microbiano a temperaturas elevadas (Hagerty et al., 2014), los que se verifican en los ambientes edáficos estudiados en este suelo Ñadi. En otro

estudio encontraron una correlación significativa entre la abundancia bacteriana y los flujos de CO_2 , como evidencia que la actividad aerobia de bacterias del suelo juegan un rol substancial en las emisiones de CO_2 (Martins et al., 2015). Sin embargo, en el presente estudio, la actividad respiratoria potencial del suelo, fue significativamente más alta en bosque nativo (Figura 5), indicando que los pulsos estacionales de emisión CO_2 en la pradera naturalizada en suelo Ñadi, responden más bien a un efecto ambiental, amplificado por los cambios históricos de uso y su impacto en el perfil del suelo. Investigaciones previas en este ambiente edáfico, evidenciaron que la variación espacio-temporal del contenido de agua del suelo fue ampliamente heterogénea en la pradera, aunque más favorable a los flujos de gases en el bosque nativo, debido a la conservación de macroporos y la mayor profundidad de la napa freática en comparación con la pradera (Dec et al., 2017). Además, estos autores pudieron concluir que estas variaciones estacionales en la relación aire/agua del perfil del suelo, son determinantes para cambiar contundentemente los patrones térmicos de los primeros 15 cm de profundidad, lo cual impacta en los procesos metabólicos de microorganismos aerobios del suelo. En relación a las emisiones de N_2O , se observó que no se existe una diferencia significativa con el cambio de uso de suelo en una perspectiva temporal (Figura 21). Además, existe una tendencia a flujos negativos en ambos usos, indicando un posible consumo de este gas en el suelo Ñadi en gran parte del tiempo, principalmente en los meses más fríos y lluviosos, lo cual podría indicar una producción de N_2 en estas condiciones, mientras que en el verano hay una tendencia a la emisión de N_2O en el suelo de bosque nativo. Sin embargo, este estudio no es conclusivo en cuanto a posibles causas de los patrones de emisión N_2O en estos suelos. Las bajas emisiones de N_2O pueden estar relacionadas con la limitación de sustrato que activan los procesos microbianos del ciclo de N, amortiguando el efecto estimulante de la variación térmica del suelo (Butterbach-Bahl y Dannenmann, 2011).

De la misma forma que el N_2O , las emisiones de CH_4 como un gas traza del suelo, fueron mayormente negativas, sin mayor evidencia de alguna explicación causal del microambiente. Pese a su condición preponderante de saturación hídrica en la

pradera naturalizada, al igual que en el suelo de bosque nativo estos patrones de emisión CH_4 tienden a indicar un consumo en el perfil del suelo, posiblemente relacionado con una actividad metanotrófica en estos suelos de origen volcánico. Debido a la alta dependencia del potencial redox del suelo por los procesos biológicos involucrados en las emisiones de CH_4 , siendo los principales factores las propiedades físicas del suelo y el consumo de oxígeno los que promueven mayores tasas de emisión de CH_4 (Conrad, 2005), estos suelos Ñadi no son influenciados por estos factores. Todos los procesos de producción de gases de efecto invernadero están controlados principalmente por la disponibilidad del sustrato, como N mineral y C lábil, así como por factores físico-químicos del suelo, como pH, humedad del suelo, temperatura y difusividad del aire (Dalal y Allen, 2008), los cuales para los suelo Ñadi requieren un análisis más profundo que explique los patrones encontrados en este estudio para usos y manejos del suelo.

Efecto del drenaje del suelo en la pradera naturalizada

El análisis de las emisiones GEI en un suelo Ñadi con pradera naturalizada no deja una evidencia conclusiva del efecto del uso de diferentes sistemas de drenaje. Se observó una tendencia a mayor emisión de primavera de CO_2 en las praderas drenadas con topo, mientras que en verano esta tendencia ocurre en las praderas sin drenaje (Figura 23). En el caso de las emisiones de N_2O , el drenaje de pradera no causa un efecto claro en el análisis (Figura 24), mientras que las emisiones de CH_4 fueron más altas en la pradera drenada durante el verano (Figura 25). Los factores más importantes que afectan los patrones de emisión de CH_4 en general son las condiciones redox del suelo, y por lo tanto el nivel del agua subterránea (Granberg et al. 1997). Se podría esperar que el contenido de agua libre del suelo juegue un rol importante en la predicción de los flujos de CH_4 , afectando directamente los niveles de O_2 y las tasas de difusión del suelo (Tate et al., 2007), aún que en estos suelos se requiere un análisis más profundo de largo plazo, para entender los patrones de emisiones de gases de efecto invernadero influenciados por el uso y el manejo del suelo.

CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos y en relación con los objetivos de este trabajo, se plantean las siguientes conclusiones:

- La respiración potencial de un suelo Ñadi es claramente más elevada en condiciones de bosque nativo, quedando en evidencia el impacto del cambio de uso histórico a una pradera naturalizada sobre los procesos microbiológicos aeróbicos del suelo, incluyendo aquellos relacionados con la dinámicas de N biodisponible.
- De la misma forma, la alteración en la capacidad aerobia del perfil del suelo por el cambio de uso de bosque a pradera, es más evidente en los procesos de desnitrificación por un efecto del cambio en la estructura de poros, ocurrido en la pradera naturalizada, en relación al potencial enzimático de reducción de nitrato, lo cual es similar en ambos usos.
- La pradera naturalizada es mucho más sensible a un efecto potencial del secado y humedecimiento del suelo Ñadi, comparado con bosque nativo, en cuanto a la respiración y la dinámica de N biodisponible, debido a su elevado reservorio de carbono orgánico y los efectos del cambio histórico de uso sobre las propiedades edáficas.
- La desnitrificación potencial en un suelo Ñadi sufre una influencia del secado y humedecimiento, influenciada por los patrones cuali-cuantitativos del carbono del suelo y condiciones químicas particulares del horizonte plácico, lo cual merece atención para futuros estudios.
- El drenaje del suelo Ñadi con pradera naturalizada promueve un claro incremento en la respiración potencial del suelo, pero no es evidente en cuanto a su efecto sobre otros procesos biológicos relacionados con el nitrógeno.
- La emisión de CO₂ desde el suelo Ñadi tiene un claro patrón de variación temporal, lo cual es ampliamente evidente en la pradera naturalizada, explicado por las variaciones térmicas del perfil del suelo y su dependencia de la relación aire/agua.

- El drenaje del suelo Ñadi en una pradera naturalizada, muestra una tendencia a elevar las emisiones de CO₂ en primavera, mientras que disminuye en verano, comparado con praderas sin drenaje.

REFERENCIAS

1. Aerts, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos*, 79: 439–449.
2. Aguilera, S.M., Mora, M.I., Borie, G. 2000. Sulphur dynamics and balance in Chilean Andisol and Ultisol. Proceedings of the third International Symposium of the Working Group MO. Naples, Italy. 78 p.
3. Alcayaga, S. 1989. Origen, distribución y caracterización de los suelos de drenaje restringido. Boletín N° 09. Suelos Forestales. Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo, 1-25.
4. Alef, K. 1995a. Assay of dissimilatory nitrate reductase activity. pp: 283-284. In: K. Alef and P. Nannipieri (Eds.). *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press. London, UK.
5. Alef, K. 1995b. Nitrogen mineralization in soils. pp: 235-237. In: K. Alef and P. Nannipieri (Eds.). *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press. London, UK.
6. Berg, B. and McClaugherty, C. 2008. *Plant Litter: Decomposition, Humus Formation Carbon Sequestration*, second ed. Springer, Berlín.
7. Besoain, E. 1985. Los suelos. En Juan Tosso (ed.). *Suelos volcánicos de Chile*. Ministry of Agriculture, Santiago, Chile. 723 p.

8. Bernoux, M. and Volkoff, B. 2006. Soil carbon stocks in soil ecoregions of Latin America. p. 65-75. In R. Lal et al. (eds.) Carbon sequestration in soils of Latin America. The Haworth Press, Binghamton, New York, USA.
9. Booth, S., Stark, M., Rastetter, E. 2005. Controls on nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: a synthetic analysis of literature data. *Ecological Monographs*, 75: 139–157.
10. Borie, F. and Zunino, H. 1983. Organic matter-phosphorus associations as a sink in P-fixation processes in allophanic soil of Chile. *Soil Biology and Biochemistry*, 15: 595-603.
11. Borie, G., Peirano, P., Zunino, H., Aguilera, S. 2002. N-pool in volcanic ash-derived soils in Chile and its changes in deforested sites. *Soil Biology and Biochemistry*, 34: 1201-1206.
12. Butterbach-Bahl, K. and Dannenmann, M., 2011. Denitrification and associated soil N₂O emissions due to agricultural activities in a changing climate. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 3 (5): 389-395.
13. Chen, W., Wolf, B., Zheng, X., Yao, Z., Butterbach-Bahl, K., Brüggemann, N., Han, S., Liu, C., Han, X. 2013. Carbon dioxide emission from temperate semiarid steppe during the non-growing season. *Atmospheric Environment*, 64: 141-149.
14. Colman, P. and Schimel, P. 2013. Drivers of microbial respiration and net N mineralization at the continental scale. *Soil Biology and Biochemistry*, 60: 65–76.
15. Conrad, R. 2005. Quantification of methanogenic pathways using stable carbon isotopic signatures: a review and a proposal. *Organic Geochemistry*, 36: 739-752.

16. Cookson, W.R., Osman, M., Marschner, P., Abaye, D.A., Clark, I., Murphy, D.V., Stockdale, E.A., Watson, C.A., 2007. Controls on soil nitrogen cycling and microbial community composition across land use and incubation temperature. *Soil Biology and Biochemistry*, 39: 744–756.
17. Coûteaux, M.M., Bottner, P., Berg, B. 1995. Litter decomposition climate and litter quality. *Trends in Ecology & Evolution*, 10: 63–66.
18. Dalal, R. and Allen, D. 2008. Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems. *Australian Journal of Botany*, 56: 369-407.
19. De Bruijn, A.M.G., Butterbach-Bahl, K., Blagodatsky, S., Grote, R., 2009. Model evaluation of different mechanisms driving freeze–thaw N₂O emissions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 133: 196–207.
20. Dec, D., Zuñiga, F., Thiers, O., Paulino, L., Valle, S., Villagra, V., Tadich, I., Horn, R., Dörner, J. 2017. Water and temperature dynamics of Aquands under different uses in southern Chile. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 17 (1): 141-154.
21. Doetterl, S., Stevens, A., Six, J., Merckx, R., Van Oost, K., Casanova, M., Casanova, A., Muñoz, C., Boudin, M., Zagal, E., Boeckx, P. 2015. Soil carbon storage controlled by interactions between geochemistry and climate. *Nature Geoscience*, 8: 780-783.
22. Dörner, J., Dec, D., Thiers, O., Paulino, L., Zuñiga, F., Valle, S., Martinez, O., Horn, R. 2016. Spatial and temporal variability of physical properties of aquands under different land uses in southern Chile. *Soil Use and Management*, 32: 411-421.
23. Dube, F., Zagal, E., Stolpe, N., Espinosa, M. 2009. The influence of land-use change on the organic carbon distribution and microbial respiration in a

- volcanic soil of the Chilean Patagonia. *Forest Ecology and Management*, 257: 1695–1704.
24. Ellies, A. 1975. Untersuchungen über einige Aspekte des Wasserhaushaltes vulkanischer Aschenböden aus der gemäßigten Zone Südchiles. Dissertation Universität Hannover.
25. Ellies, A., Hartge, K.H., Nissen, J. 1978. Die Wirkung der Branntkalk auf den Wasserhaushalt eines vulkanischen Aschenbodens aus Südchile (Trumao) im Gefäßversuch. *Z. Pflanzener und Bodenkunde*, 141: 597-606.
26. Ellies, A. 2001. Cambio de las propiedades físicas del suelo con el drenaje. p. 66-72, en Boletín N° 17, Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo.
27. Fang, C., Ye, J., Gong, Y., Pei, J., Yuan, Z., Xie, C., Zhu, Y., Yu, Y. 2017. Seasonal responses of soil respiration to warming and nitrogen addition in a semi-arid alfalfa-pasture of the Loess Plateau, China. *Science of the Total Environment*, 590–591: 729–738.
28. Fukuzawa, K., Shibata, H., Takagi, K., Satoh, F., Koike, T., Sasa, K., 2013. Temporal variation in fine-root biomass, production and mortality in a cool temperate forest covered with dense understory vegetation in northern Japan. *Forest Ecology and Management*, 310: 700–710.
29. Granberg, G., Mikkilä, C., Sundh, I., Svensson, B.H., Nilsson, M. 1997. Sources of spatial variation in methane emission from mires in Northern Sweden: a mechanistic approach in statistical modeling. *Global Biogeochemical Cycles*, 11: 135–150.
30. Guo, X., Drury, C., Yang, X., Reynolds, D., Fan, R. 2014. The extent of soil drying and rewetting affects nitrous oxide emissions, denitrification, and nitrogen mineralization. *Soil Science Society of American Journal* 78: 194-204.

31. Gutiérrez-Girón, A., Rubio, A., Gavilán, G. 2014. Temporal variation in microbial and plant biomass during summer in a Mediterranean high-mountain dry grassland. *Plant Soil*, 374: 803–813.
32. Hackl, E., Bachmann, G., Zechmeister-Boltenstern, S., 2004. Microbial nitrogen turnover in soils under different types of natural forest. *Forest Ecology and Management*, 188: 101–112.
33. Hagerty, S., van Groenigen, K., Allison, S., Hungate, B., Schwartz, E., Koch, G., Kolka, R., Dijkstra, P. 2014. Accelerated microbial turnover but constant growth efficiency with warming in soil. *Nature Climate Change*, 4: 903-906.
34. Hansen, N. 2001. Efecto del nivel freático de un suelo Ñadi sobre las condiciones de crecimiento de una plantación de *Eucalyptus nitens* Maiden de dos años. Tesis de Magister en Ciencias. Facultad de Ciencias. Universidad Austral de Chile. Valdivia. 90p.
35. Hartge, K. and Horn, R. 1999. Einführung in die Bodenphysik. Enke, Stuttgart, 304p.
36. Hobbie, S.E. 2015. Plant species effects on nutrient cycling: revisiting litter feedbacks. *Trends in Ecology & Evolution*, 30: 357–363.
37. Huang, B., Yu, W., Gambrell, P. 2009. Effects of ferric iron reduction and regeneration on nitrous oxide and methane emissions in a rice soil. *Chemosphere* 74, 481–486.
38. Inagaki, Y., Okuda, S., Sakai, A., Nakanishi, A., Shibata, S., Fukata, H. 2010. Leaf-litter nitrogen concentration in hinoki cypress forests in relation to the time of leaf fall under different climatic conditions in Japan. *Ecological Research*, 25: 429–438.

39. Janssen, I., Krümmelbein, J., Horn, R., Ellies, A. 2004. Physical and hydraulic properties of Ñadi-Soils in south Chile – Comparison between untilled and tilled soils. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, 4 (1): 14-28.
40. Kammann, C., Grünhage, L., Jäger, H., Wachinger, G. 2001. Methane fluxes from differentially managed grassland study plots: the important role of CH₄ oxidation in grassland with a high potential for CH₄ production. *Environmental Pollution*, 115: 261-273.
41. Linn, D. and Doran, J. 1984. Aerobic and anaerobic microbial populations in no-till and plowed soils. *Soil Science Society American Journal*, 48: 794-799.
42. Longeri, L., Etchevers J., Venegas, J. 1979. Metodología de perfusión para estudios de nitrificación en suelos. *Ciencia e Investigación Agraria*. 6(4): 295-299.
43. Luo, L., White, R. E., Ball, P. R., Tillman, R. W. 1996. Measuring denitrification activity in soils under pasture: optimizing conditions for the short-term denitrification enzyme assay and effects of soil storage on denitrification activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(3): 409-417.
44. Maljanen, M., Liikanen, A., Silvola, J., Martikainen, P. 2003. Methane fluxes on agricultural and forested boreal organic soils. *Soil Use and Management*, 19: 73-79
45. Martins, C., Nazaries, L., Macdonald, C., Anderson, I., Singh, B. 2015. Water availability and abundance of microbial groups are key determinants of greenhouse gas fluxes in a dryland forest ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, 86: 5-16.

46. Meding, S., Morris, L., Hoover, C., Nutter, W., Cabrera, M. 2001. Denitrification at a long-term forested land treatment system in the Piedmont of Georgia. *Journal of Environmental Quality*, 30: 1411-1420.
47. Moinet, G., Cieraad, E., Hunt, J., Fraser, A., Turnbull, M., Whitehead, D. 2016. Soil heterotrophic respiration is insensitive to change in soil water content but related to microbial access to organic matter. *Geoderma*, 274: 68-78.
48. Morales, E. 2005. Diseño experimental a través del análisis de varianza y modelo de regresión lineal. Consultora Carolina. Valdivia, Chile.
49. Muñoz, C., Paulino, L., Monreal, C., Zagal, E. 2010. Greenhouse gas (CO₂ and N₂O) emissions from soils: a review. *Chilean Journal of Agricultural Research*, 70 (3): 485-497.
50. Nakajima, T. and Lal, R. 2014. Tillage and drainage management effect on soil gas diffusivity. *Soil & Tillage Research*, 135: 71-78.
51. Ono, K., Hiradate, S., Morita, S., Hirai, K. 2013. Fate of organic carbon during decomposition of different litter types in Japan. *Biogeochemistry*, 112: 7–21.
52. Parfitt, R.L., Scott, N.A., Ross, D.J., Salt, G.J., Tate, K.R. 2003. Land-use change effects on soil C and N transformations in soils of high N status: comparisons under indigenous forest, pasture and pine plantation. *Biogeochemistry*, 66: 203-221.
53. Pereira, N. y Gross Fuentes, M. 2004. Fomento a la inversión privada en obras menores de riego y drenaje. El caso de Chile. *REGA*. Vol 1 (1): 75-90.

54. Priha, O., Grayston, S.J., Hiukka, R., Pennanen, T., Smolander, A. 2001. Microbial community structure and characteristics of the organic matter in soils under *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* at two forest sites. *Biology and Fertility of Soils*, 33: 17–24.
55. Priha, O. and Smolander, A. 1999. Nitrogen transformations in soil under *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* at two forest sites. *Soil Biology and Biochemistry*, 31: 965–977.
56. Ramírez, C. y San Martín, C. 1993. La transformación antrópica de la vegetación de los Ñadi de área Mapuche en el centro-sur de Chile. *Boletín Museo Regional de la Araucanía* 4(1): 205-214.
57. Ramírez, C., Mac Donald, R., San Martín, C. 1996. Uso forestal de los ecosistemas de Ñadi: riesgos ambientales de la transformación de suelos en la Región de Los Lagos. *Ciencia y Ambiente* 12(1): 82-88.
58. Robarge, W.P., Edwards, A., Johnson, B. 1983. Water and waste water analysis for nitrate via nitration of salicylic acid. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 14 (12): 1207-1215.
59. Rowell, D. L. 1994. *Soil science: methods and applications*. Longman Scientific & Technical, Singapore.
60. Saari, A., Martikainen, P., Ferm, A., Ruuskanen, J., Boer, W., Troelstra, S., Laanbroek, H. 1997. Methane oxidation in soil profiles of Dutch and Finnish coniferous forests with different soil texture and atmospheric nitrogen deposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 29: 1625-1632.
61. Sandoval, M., Dörner, J., Seguel, O., Cuevas, J., Rivera, D. 2012. *Métodos de análisis físicos de suelos*. Departamento de Suelos y Recursos Naturales, Facultad de Agronomía, Universidad de Concepción. 80 p.

62. Singh, S.N. and Tyagi, L. 2009. Nitrous oxide: sources, sinks and mitigation strategies. p. 127-150. In Sheldon, A.I., and E.P. Barnhart (eds.) Nitrous oxide emissions research progress. Nova Science Publisher. New York, USA.
63. Tate, R., Ross, J., Saggar, S., Hedley, B., Dando, J., Singh, K., Lambie, M. 2007. Methane uptake in soils from *Pinus radiata* plantations, a reverting shrubland and adjacent pastures: effects of land-use change, and soil texture, water and mineral nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry*, 39: 1437-1449.
64. Tateno, R. and Takeda, H. 2010. Nitrogen uptake and nitrogen use efficiency above and below ground along a topographic gradient of soil nitrogen availability. *Oecologia*, 163: 793–804.
65. Taylor, K.G. and Konhauser, K.O. 2011. Iron in Earth Surface Systems: A Major Player in Chemical and Biological Processes. *Elements*, 7: 83-88.
66. Templeton, A.S., 2011. Geomicrobiology of Iron in Extreme Environments. *Elements*, 7: 95-100.
67. Thiers, O., Gerding, V., Lara, A., Echeverría, C. 2007. Variación de la napa freática en un suelo Ñadi bajo diferentes tipos vegetacionales, X Región, Chile. In: Libro de actas de eco reuniones. Primera reunión sobre forestación en la Patagonia EcoForestar 2007. Editores: H Gonda, M Davel, G Loguercio, OA Picco. Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónica (CIEFAP). Esquel, Chubut, Argentina. 259-266.
68. Vallejos, R. 2010. Crecimiento y estado de *Alnus glutinosa*, *Eucalyptus nitens* y *Pinus radiata* en un suelo Ñadi, con diferentes tratamientos de drenaje, Region de Los Lagos, Chile. Ingeniero Forestal, Licenciatura en Ingeniería Forestal, Universidad Austral de Chile.

69. Van Cleemput, O. and Boeckx, P. 2002. Measurement of greenhouse gas fluxes from soil. pp: 1-4. In: R. Lal (Ed.). Encyclopedia of soil science. Marcel Dekker. New York, USA.
70. Van Cleemput, O. and Boeckx, P. 2005. Alteration of nitrogen cycling agricultural activities, and its environmental and health consequences. *Gayana Bot.* 62(2): 98-109.
71. Venterink, H., Davidsson, T., Kiehl, K., Leonardson, L. 2002. Impact of drying and re-wetting on N, P and K dynamics in a wetland soil. *Plant and Soil*, 243: 119-130.
72. Wakelin, S.A., Gerard, E., van Koten, C., Banabas, M., O'Callaghan, M., Nelson, P.N. 2016. Soil physicochemical properties impact more strongly on bacteria and fungi than conversion of grassland to oil palm. *Pedobiologia*, 59: 83-91.
73. Wang, F.L. and Bettany, J.R. 1995. Methane emission from a usually well-drained prairie soil after snowmelt and precipitation. *Canadian Journal of Soil Science*, 75: 239-241.
74. Yanardag, I., Zornoza, R., Bastida, F., Büyükkiliç-Yanardag, A., Garcia, C., Faz, A., Mermut, A. 2017. Native soil organic matter conditions the response of microbial communities to organic inputs with different stability. *Geoderma*, 295: 1-9.
75. Zunino, H. y Borie, F. 1985. Materia orgánica y procesos biológicos en suelos alofánicos. *Suelos Volcánicos de Chile*. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Ministerio de Agricultura, Santiago, Chile. 434-490.