



# **UNIVERSIDAD DE CHILE**

**FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS**

**ESCUELA DE POSTGRADO**

## **EFFECTOS DE LA ROTACIÓN MAÍZ – CULTIVOS DE CUBIERTA Y DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA SOBRE LA LIXIVIACIÓN DE NITRÓGENO DISUELTO EN COLUMNAS DE SUELO Y PARCELAS EXPERIMENTALES**

Tesis para optar al Título Profesional de Ingeniera Agrónoma y al Grado de Magíster en Manejo de Suelos y Agua

**KIRI MAIA ALLOUMA PERALTA MARAMBIO**

Directores de Tesis  
Osvaldo Salazar Guerrero  
Miguel Quemada Sáenz-Badillos

Profesores consejeros  
Yasna Tapia Fernández  
Oscar Seguel Seguel

SANTIAGO - CHILE  
2021

**UNIVERSIDAD DE CHILE**  
**FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS**  
**ESCUELA DE POSTGRADO**

EFECTOS DE LA ROTACIÓN MAÍZ – CULTIVOS DE CUBIERTA Y  
FERTILIZACIÓN NITROGENADA SOBRE LA LIXIVIACIÓN DE NITRÓGENO  
DISUELTO EN COLUMNAS DE SUELO Y PARCELAS EXPERIMENTALES

EFFECTS OF MAIZE-COVER CROP ROTATION AND NITROGEN  
FERTILIZATION IN THE DISSOLVED NITROGEN LEACHING IN SOIL  
COLUMNS AND EXPERIMENTAL PLOTS

Tesis presentada como parte de los requisitos para optar al Título Profesional de  
Ingeniera Agrónoma y al Grado de Magíster en Manejo de Suelos y Aguas.

**KIRI MAIA ALLOUMA PERALTA MARAMBIO**

	Calificaciones (Tesis de Grado)
<b>DIRECTOR DE TESIS/AFE</b>	
Oswaldo Salazar Guerrero Ingeniero Agrónomo, MS, Ph.D.	6,7
Miguel Quemada Sáenz-Badillos Ingeniero Agrónomo, PhD.	6,3
<b>PROFESORES CONSEJEROS</b>	
Yasna Tapia Fernández Ingeniera en Alimentos, Dr.	6,8
Oscar Seguel Seguel Ingeniero Agrónomo, Dr.	6,8

Santiago, Chile  
2021

## **AGRADECIMIENTOS Y DEDICATORIAS**

En primer lugar, agradecer a mi familia, Regina, Jaime, Alejandra y Marie, por su apoyo constante, paciencia y amor incondicional.

A mis amigos.

A los profesores que me formaron, por su entrega y apoyo.

A Don Emiliano Martínez (Q.D.E.P.), por transferirme su amor por el agro e inspirarme a seguir la carrera de ingeniería agronómica.

Por último, agradecer a la Universidad de Chile, por formarme como profesional y como persona.

*A mi padre.*

## ÍNDICE DE CONTENIDOS

1.	RESUMEN .....	1
2.	ABSTRACT.....	2
3.	INTRODUCCIÓN .....	3
4.	HIPÓTESIS .....	7
5.	OBJETIVO GENERAL.....	7
5.1.	Objetivos Específicos.....	7
6.	MATERIALES Y MÉTODOS.....	8
6.1.	Ubicación del estudio.....	8
6.2.	Tratamientos y diseño experimental .....	8
6.3.	Establecimiento de los experimentos y ensayos .....	2
6.3.1.	Columnas de suelo .....	2
6.3.2.	Parcelas experimentales .....	2
6.4.	Material biológico.....	3
6.5.	Manejo de los Experimentos.....	3
6.5.1.	Fertilización .....	4
6.5.2.	Cosecha del ensayo .....	5
6.6.	Caracterización inicial del suelo .....	6
6.7.	Caracterización del agua de riego .....	6
6.8.	Análisis de lixiviados.....	7
6.8.1.	Generación y recolección de percolados.....	7
6.8.2.	Análisis de la muestra de solución suelo.....	7
6.9.	Eficiencia de uso del nitrógeno (EUN).....	8
6.10.	Análisis estadístico.....	8
7.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	9
7.1.	Experimento 1: Columnas de Suelo.....	9
7.1.1.	Biomasa.....	9
7.1.2.	Percolación.....	11
7.1.3.	Nitrógeno inorgánico disuelto.....	13
7.1.4.	Nitrógeno orgánico disuelto.....	19
7.1.5.	Relación entre NID y NOD.....	26
7.1.6.	Eficiencia de uso del nitrógeno (EUN).....	29
7.2.	Comparación entre Ensayos.....	30
7.3.	Experimento 2: Parcelas de campo .....	31
7.3.1.	Concentración de N inorgánico.....	32
7.3.2.	Concentración de N orgánico.....	32

7.3.3. Relación NID:NOD.....	33
7.4. Comparación de experimentos.....	33
8. CONCLUSIONES .....	35
9. LITERATURA CITADA .....	36
10. APÉNDICES.....	40
11. ANEXOS .....	45

## ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Tratamientos incluidos en el ensayo 1. ....	9
Cuadro 2. Tratamientos incluidos en el ensayo 2. ....	9
Cuadro 3. Suministro parcializado y total de los fertilizantes utilizados en el ensayo (N, P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> y K <sub>2</sub> O) según tratamientos. ....	5
Cuadro 4. Biomasa promedio producida por los ensayos 1 y 2 en el experimento 1, en los distintos periodos de evaluación. ....	10
Cuadro 5. Percolación acumulada en ensayos 1 y 2 en el experimento 1.....	12
Cuadro 6. Concentración y carga promedio de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) del ensayo 1 en experimento 1.....	15
Cuadro 7. Concentración y carga promedio de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) del ensayo 2 en experimento 1.....	17
Cuadro 8. Concentración y carga de nitrógeno orgánico disuelto (NOD) del ensayo 1 en experimento 1.....	20
Cuadro 9. Concentración y carga de Nitrógeno Orgánico Disuelto (NOD) del Ensayo 2 en Experimento 1. ....	22
Cuadro 10. Concentración de nitrógeno orgánico (NOD) e inorgánico disuelto (NID) y relación nitrógeno inorgánico y nitrógeno orgánico disuelto (NID:NOD) de los ensayos 1 y 2 en el experimento 2. ....	32

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Forma y dimensión de unidad experimental de los experimentos- (a) Experimento 1: Columnas de lixiviación. (b) Experimento 2: Parcelas experimentales..	2
Figura 2. Regresión lineal entre biomasa y concentración de NOD del ensayo 2. (a) Biomasa O-I <sub>2016</sub> y concentración de NOD Est <sub>2016-17</sub> . (b) Biomasa Est <sub>2016-17</sub> y concentración de NOD O-I <sub>2017</sub> .....	24
Figura 3. Relación NID:NOD del ensayo 1, experimento 1. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos en ese período ( $p < 0,05$ , LSD de Fisher). .....	26
Figura 4. Relación NID:NOD del ensayo 2, experimento 1. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos en ese período ( $p < 0,05$ , LSD de Fisher). (**) Efecto tratamiento no significativo ( $p\text{-value} > 0,05$ ) .....	28
Figura 5. Eficiencia de uso del nitrógeno (a) y extracción de nitrógeno (b) de ambos ensayos en el experimento 1. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos en ese período ( $p < 0,05$ , LSD de Fisher). Línea roja indica 100% de EUN.....	30

## 1. RESUMEN

El objetivo de la presente investigación fue analizar el efecto de cultivos cubierta (CC) y fertilización nitrogenada inorgánica (FN) en la lixiviación de N orgánico e inorgánico disuelto (NOD y NID, respectivamente) en un cultivo de maíz *Zea mays* (Zm), en suelos de textura gruesa bajo dos escalas de estudio: columnas de suelo bajo invernadero y parcelas de campo en Chile central. Para esto, se diseñaron tratamientos Zm-barbecho (Zm-B) y Zm con CC de *Lolium multiflorum* Lam. (Lm) y *Trifolium repens* L. (Tr), obteniéndose las siguientes rotaciones de cultivo: Zm-Lm, Zm-Tr y Zm-Lm+Tr, con aplicación de FN en dosis de 250 y 400 kg N ha<sup>-1</sup>; complementariamente se agregó barbecho permanente (B) y praderas permanentes de Lm y Tr, con dosis de FN de 0 y 150 kg N ha<sup>-1</sup>. Columnas de suelo: i) El establecimiento de rotaciones Zm-CC y praderas permanentes de Lm disminuyeron significativamente en 121 y 257 kg N ha<sup>-1</sup> - respectivamente- las pérdidas de NID respecto al B. Así mismo, Zm-Lm+Tr<sub>(250N)</sub>, generó una disminución significativa de las pérdidas por lixiviación en un 44% respecto al Zm-B. ii) Respecto a la carga de NOD, los factores que aumentaron su pérdida serían: biomasa producida, cantidad y calidad del rastrojo y *rizosphere priming effect*. 2) Parcelas de campo: i) el establecimiento de Zm-Lm+Tr y las rotaciones de cultivo con dosis de 250 kg N ha<sup>-1</sup>, produjeron menores valores de carga de NID comparados con Zm-B y Zm-Tr con dosis de 400 kg N ha<sup>-1</sup>; así también, las praderas de Tr en conjunto de Lm-Lm<sub>(0N)</sub> generaron pérdidas de NID 86% menores que el B. ii) Las mayores pérdidas de NOD fueron registradas en Zm-Lm<sub>(400N)</sub>, debido a la calidad del rastrojo y el efecto FN, comparados a Zm-B y Zm-Tr<sub>(400N)</sub>, donde posiblemente en el primero hubo baja incorporación de residuos y en el segundo una alta actividad microbiológica; así mismo, Tr-Tr<sub>(0N)</sub> generó la mayor pérdida de NOD en comparación con B y Lm-Lm<sub>(150N)</sub> quienes no obtuvieron concentración detectable de NOD en sus lixiviados.

**Palabras Clave.** Cultivos cubierta; rotación de cultivos; nitrógeno inorgánico disuelto (NID); nitrógeno orgánico disuelto (NOD).

## 2. ABSTRACT

The main objective of this research was to analyze the effect of introducing cover crops (CC) and inorganic nitrogen fertilization (FN) to maize cropping *Zea mays* (Zm), in the leaching of dissolved organic and inorganic N (NOD and NID, respectively), in coarse-textured soils under two study scales: soil columns under a greenhouse and in experimental plots central Chile. For this, Zm-fallow (Zm-B) and Zm treatments were designed with CC of *Lolium multiflorum* Lam. (Lm) and *Trifolium repens* L. (Tr), obtaining the following crop rotations: Zm-Lm, Zm-Tr and Zm-Lm + Tr, with application of two doses of FN: 250 and 400 kg N ha<sup>-1</sup>. Likewise, permanent fallow (B) and two permanent pastures, of Lm and Tr with FN doses of 0 and 150 kg N ha<sup>-1</sup>, were added. Soil columns: i) The establishment of Zm-CC rotations and permanent Lm pasture significantly decreased by 121 and 257 kg N ha<sup>-1</sup> -respectively- the NID losses with respect to B. Likewise, Zm-Lm + Tr (250N), generated a significant decrease in losses due to leaching by 44% with respect to Zm-B. ii) Regarding the NOD load, the factors that increased its loss would be: biomass produced, quantity and quality of stubble and rhizosphere priming effect. 2) Field plots: i) the establishment of Zm-Lm + Tr and crop rotations with doses of 250 kg N ha<sup>-1</sup>, produced lower NID load values compared to Zm-B and Zm-Tr with doses of 400 kg N ha<sup>-1</sup>; Likewise, the Tr grasslands as a whole of Lm-Lm (0N) generated losses of NID 86% lower than B. ii) The greatest losses of NOD were registered in Zm-Lm (400N), due to the quality of the stubble and the FN effect, compared to Zm-B and Zm-Tr with doses of 400 kg N ha<sup>-1</sup>, where possibly the former had low incorporation of residues and the latter a high microbiological activity. Likewise, the high activity of the microorganisms and biomass produced that Tr-Tr (0N) generated the greatest loss of NOD, compared to B and Lm-Lm (150N) who did not obtain a detectable concentration of NOD in their leachates.

**Keywords:** Cover crops; crop rotation; dissolved inorganic nitrogen (NID); dissolved organic nitrogen (NOD).



### 3. INTRODUCCIÓN

Las actividades humanas durante el pasado siglo han duplicado la tasa anual natural a la cual el nitrógeno (N) se incorpora a los suelos (Vitousek *et al.*, 1997). Ante este aumento de la tasa de incorporación de N, el principal contribuyente corresponde a las actividades agropecuarias, donde este elemento es fundamental para sostener y aumentar la producción de alimentos en la agricultura moderna (Robertson y Vitousek, 2009). La incorporación de N en los sistemas de producción agrícola ocurre mediante la aplicación de fertilizantes o enmiendas orgánicas, rastrojos de cosecha y residuos vegetales, que por la acción de los microorganismos presentes en el suelo quedan disueltos en la solución suelo. Las formas en que N proviene son principalmente derivadas de la materia orgánica del suelo (MOS) y estas formas se encuentran disueltas como: N inorgánico disuelto [NID, nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) y amonio ( $\text{NH}_4^+$ )] y N orgánico disuelto (NOD). Este último corresponde a un conjunto de moléculas orgánicas de diferentes tamaños y estructuras capaces de atravesar un filtro de un tamaño de poros de  $0,45 \mu\text{m}$  (Zsolnay, 2003) y representa la mayor parte del N soluble del suelo (Jones *et al.*, 2004). El NOD también es originado naturalmente por la lixiviación de compuestos solubles desde la hojarasca o residuos vegetales que se encuentran sobre la superficie del suelo, exudados radicales y microbianos, e hidrólisis de la MOS insoluble (Haynes, 2005; Knicker 2011), pero en sistemas agrícolas el NOD tiene como principal fuente el rastrojo de los cultivos y la MOS, en los cuales el NOD se forma por los procesos de descomposición realizada por los microorganismos, que se verán afectados según los diversos manejos agrícolas del suelo (van Kessel *et al.*, 2009).

A raíz de lo expuesto, Lu *et al.* (2011) señalan que los mayores cambios ante el aumento de la incorporación de N en el ciclo del N en el suelo se relacionan a: i) el incremento en la lixiviación del N inorgánico del suelo como  $\text{NO}_3^-$ ; ii) el incremento en la nitrificación (paso de amonio  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_3^-$ ) y, por consiguiente, un aumento en la concentración de  $\text{NO}_3^-$ ; y iii) el aumento en las concentraciones de NOD en la solución suelo. Por otra parte, Bingham y Cotrufo (2016) señalan que la tasa de lixiviación de N está ligada al almacenamiento y retención de N de los suelos, dado que luego que el ecosistema suelo se satura de N, es cuando ocurren los procesos de lixiviación. Así, en conjunto con el estudio de Lu *et al.* (2011), se puede esperar una mayor lixiviación de N en sistemas agrícolas donde la tasa de incorporación de N favorezca el aumento de la concentración de NOD en la solución suelo.

La lixiviación se define como aquel proceso de pérdida de N del suelo, que se produce debido a la percolación de agua en el perfil que transporta NID y NOD a horizontes subsuperficiales del suelo, donde las plantas ya no pueden absorber estas formas nitrogenadas (Brady y Weil, 1996; Jones *et al.*, 2004; Robertson y Vitousek, 2009). En sistemas agrícolas, el N se pierde mayoritariamente como NID, específicamente como  $\text{NO}_3^-$ , mientras que se estima que un 26% de las pérdidas de N corresponden a NOD (van Kessel *et al.*, 2009). Los procesos de lixiviación y aquellos que están relacionados con la disponibilidad de las distintas formas de N en el suelo, son procesos que deben tenerse en consideración en ecosistemas agrícolas (Robertson y Vitousek, 2009) dado que determinarán la disponibilidad de N para las plantas.

El factor principal que influye en la lixiviación de formas de NID y NOD en suelos agrícolas son los eventos de precipitación o riego y la frecuencia con que estos ocurren, donde sin una precipitación significativa no ocurrirían los procesos de lixiviación de NOD o NID (van Kessel, 2009). En cuanto a la cantidad de NOD que se lixivie con relación a la de NID, estará correlacionada con cuánto NOD se forme en el suelo, lo que estará estrechamente asociado a los manejos agrícolas del suelo (van Kessel, 2009). Es por lo anterior que, manejos como cultivos de cobertura, rotación de cultivos, incorporación de rastrojo, la composición de la pradera y la aplicación de enmiendas orgánicas o fertilizantes inorgánicos tendrán repercusiones en la lixiviación diferencial de NID y NOD en suelos agrícolas.

En relación a manejos que incluyen rotaciones de cultivos, Siemens y Kaupenjohann (2002) determinaron que sistemas bajo rotación maíz-ballica presentaban una mayor concentración de NOD en sus lixiviados que los que estaban bajo condiciones de barbecho. Esto se explica dado que, al aumentar los residuos de cosecha o mantener un cultivo estable de forma continua, aumenta el carbono orgánico soluble al incorporarse más MOS, lo que puede repercutir en un aumento en el N orgánico del suelo y por lo tanto incrementar la concentración de NOD en los lixiviados (van Kessel, 2009). Otro factor que afectará la concentración de NOD en los lixiviados es la composición de la pradera y la familia a la cual pertenece el cultivo de cobertura. En relación a esto, Dijkstra *et al.* (2007), encontraron que en una pradera de gramíneas, la mayor pérdida de NOD ocurre en aquellas que tienen una mayor variedad de especies (compuesta por 16 especies distintas), cuando se realiza una aplicación de N inorgánico en una dosis de  $40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ; esto puede ser explicado debido a que al aumentar el número de especies indirectamente aumenta la cantidad de residuos vegetales en distintas épocas del año y por lo tanto, incrementará la entrada de NOD al suelo (van Kessel, 2009) y su posible lixiviación. Sin embargo, Oelmann *et al.* (2007) determinaron que el número de especies no tienen un efecto significativo en las pérdidas de NOD, más bien tiene relación con la familia a la que pertenezca la composición de la pradera; así, praderas donde predominaban especies leguminosas había una tendencia a que la concentración de NOD en los lixiviados era mayor que en las que predominaban especies gramíneas.

Por otra parte, Van Kessel (2009) destaca que el NOD ha sido una vía de pérdida de N que ha sido subestimada en los estudios sobre pérdidas de formas nitrogenadas en sistemas agrícolas y no ha sido incorporado dentro del balance de N. Además, es importante destacar que no se sabe con certeza el rol del NOD como fuente importante de N para las plantas (Jones *et al.*, 2005). Por otra parte, Neff *et al.* (2003) sugirieron que la lixiviación de NOD era una pérdida significativa de N mediante formas recalitrantes, es decir, como HMW (High Molecular Weight)-NOD, incluso en periodos de alta demanda de N. La lixiviación de NOD, al igual que el NID en sistemas agrícolas, varía ampliamente según las prácticas de manejo (Chantigny, 2003), dado que las concentraciones de NOD en los suelos están primariamente controladas por factores de manejo, tales como los distintos usos de suelo y fertilización, que pueden causar una variación de la concentración de NOD en un rango entre 37 y 118% (Ros *et al.*, 2009). Otro antecedente lo entregan Oelmann *et al.* (2007), quienes evidenciaron un cambio en la proporción en las formas que se lixivian las formas solubles de N (NID y NOD) en sistemas agrícolas en que se han incorporado leguminosas, lixiviándose en mayor proporción NOD. Debido a la baja relación C:N de las leguminosas, es que la descomposición y liberación de N de los residuos de dichos cultivos es más rápida que aquellos con alta relación C:N (Seneviratne, 2000), y por lo tanto, si los procesos de

mineralización o absorción de formas orgánicas de N son a menor tasa que los procesos de lixiviación, se favorecería una mayor proporción de NOD en los lixiviados.

Según la FAO (2016), los cereales siguen siendo la fuente de alimentos más importante del mundo, tanto para el consumo humano directo, así como también para los insumos de la producción pecuaria. En Chile, el maíz es el segundo cereal con mayor producción luego del trigo y representa el 23% de la superficie nacional sembrada con cereales. Durante la temporada 2018/2019 se sembraron 74,9 mil hectáreas, de las cuales el 41,3% se ubican en la Región de O'Higgins, con un rendimiento regional y nacional promedio de 13,2 y 12,9 ton ha<sup>-1</sup>, respectivamente (ODEPA, 2019).

El cultivo de maíz en la Región de O'Higgins se caracteriza por ser un monocultivo que se desarrolla en primavera-verano, bajo un clima Mediterráneo. Dentro de los manejos tradicionales del cultivo, se utiliza un sistema de riego de tipo gravitacional de baja eficiencia ( $\approx 50\%$ ) y usualmente se sobre fertiliza con N. En este sentido, Nájera *et al.* (2015) estimaron que existe un rango entre 60 y 360 kg N ha<sup>-1</sup> de sobre fertilización en los campos maiceros de la Región. Así, en estos suelos, la aplicación de altas dosis de N en conjunto a una baja eficiencia del riego y el empleo de barbecho en la estación otoño-invierno (época donde se concentran las precipitaciones de la región), aumentarían el riesgo de contaminación difusa hacia los cuerpos de agua, los cuales son provocados por lixiviación de N (Salazar *et al.*, 2014).

En las últimas décadas, la lixiviación de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ha sido una preocupación a nivel mundial, dado su efecto nocivo sobre las aguas subterráneas y la salud humana (Ascott *et al.*, 2017); en base a lo anterior se ha evidenciado que la contaminación difusa aumenta en cantidades excesivas el N, lo cual puede causar eutrofización de las aguas superficiales y contaminación de las aguas subsuperficiales, reduciendo los niveles de oxígeno disuelto e impactando en la integridad del ecosistema (Di y Cameron, 2002). Los efectos negativos producidos en la salud de la población, debido a altas concentraciones de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en aguas de consumo humano, incluyen enfermedades como metahemoglobinemia, especialmente en niños, la cual puede causar daño cerebral o muerte (Vitousek *et al.*, 1997). Según estos antecedentes, se evidencia que la mitigación de la lixiviación de N hacia aguas sub superficiales no sólo tiene importancia en sistemas agrícolas, sino que también en el ecosistema y la salud de la población.

Otro elemento a considerar dentro de la dinámica y uso de N, es la denominada eficiencia del uso del nitrógeno (EUN) que es definida como el máximo rendimiento económico por unidad de N aplicado, absorbido o utilizado por la planta para grano o paja (Fageria *et al.*, 2005). De esta forma, es que la determinación de la EUN es un importante acercamiento para evaluar el destino de los fertilizantes químicos aplicados (Fageria *et al.*, 2005). Así mismo, la consideración de la EUN en la producción de cultivos tiene un impacto no solo en la calidad y rendimiento del cultivo, sino que también en la seguridad ambiental y consideraciones económicas (Grant *et al.*, 2002), por lo que aumentar la EUN y disminuir las tasas de fertilización nitrogenada, puede contribuir notablemente a la conservación de la calidad del aire y de las aguas (Shoji *et al.*, 2001).

Ante esta problemática, es que surgen diversas medidas para disminuir las pérdidas por lixiviación de formas solubles de N y así aumentar su eficiencia de uso, tales como: optimización y sincronización del fertilizante aplicado según los requerimientos del cultivo a lo largo de su desarrollo, mejoramiento genético hacia especies más eficientes en la absorción y uso de los nutrientes, uso de fertilizantes de entrega lenta, establecimiento de biofiltros, y rotación de cultivos que incorporen el uso de cultivos de

cobertura. En esta última medida, la integración de leguminosas o gramíneas en la temporada de otoño-invierno, cuando el cultivo principal se desarrolla en primavera-verano (Robertson y Vitousek, 2009; Canfield *et al.*, 2010; Salazar *et al.*, 2015), la rotación de cultivos es una práctica de manejo que busca maximizar la productividad por unidad de superficie, optimizando el uso de los recursos (Vergara *et al.*, 2016). Adicionalmente la incorporación de cultivos de cobertura, es capaz de generar otros efectos positivos en el suelo, tales como: la disminución del riesgo de erosión, aumentar la MOS y aportar N fijado a los suelos (Fageria *et al.*, 2005; Snapp *et al.*, 2005; Tonitto *et al.*, 2006), que se traducen en mejoras en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Fageria *et al.*, 2005).

#### **4. HIPÓTESIS**

En un sistema de rotación de cultivos, donde se han aplicado fertilizantes nitrogenados inorgánicos y se han incluido cultivos cubierta en la rotación de maíz, la carga de la lixiviación de NOD presentará un comportamiento estacional, viéndose las mayores pérdidas en el periodo estival y siendo en el conjunto NID menor que NOD.

#### **5. OBJETIVO GENERAL**

El objetivo principal de la presente investigación fue analizar el efecto de introducir cultivos cubierta y fertilización nitrogenada inorgánica a un cultivar de maíz, en la lixiviación de nitrógeno disuelto en suelos de textura gruesa bajo dos escalas de estudio: Columnas de suelo y Parcelas experimentales.

##### **5.1. Objetivos específicos**

1. Evaluar el efecto individual y combinado de la aplicación de salitre potásico y de la rotación maíz–cultivos cubierta (*Fabaceae* y *Poaceae*), en la relación de nitrógeno inorgánico y orgánico disuelto en los lixiviados de nitrógeno en periodos estacionales
2. Comparar la tendencia de la proporción de las formas solubles de nitrógeno lixiviadas en dos escalas de colección de las muestras de lixiviados: columnas de lixiviación y parcelas de campo.
3. Evaluar el efecto de la rotación de cultivos en la percolación de agua y su impacto en las cargas de las formas disueltas de nitrógeno.
4. Comparar la eficiencia de uso del nitrógeno (EUN) en los distintos sistemas de rotación.

## **6. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **6.1. Ubicación del Estudio**

El estudio se realizó en la Estación Experimental Antumapu, perteneciente a la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile, ubicada en la Comuna de La Pintana, Provincia de Santiago, Región Metropolitana (33° 34' 13" S, 70° 38' 5" O). La zona se caracteriza por tener un clima mediterráneo y es perteneciente según AGRIMED (2017) al distrito agroclimático “Santiago”, donde el clima es del tipo templado cálido supra termal con régimen de humedad semi árido y se caracteriza por temperaturas máximas de 30,4 °C durante el mes de enero y mínimas de 3,8 °C en el mes de junio, precipitación anual de 371 mm, con un periodo seco de 8 meses de duración y un periodo húmedo de 2 meses.

En el presente estudio se realizaron dos experimentos, donde se incluyeron dos escenarios que se diferencian en las condiciones climáticas, métodos de recolección y escala de trabajo. Los experimentos se denominaron Experimento 1: “Columnas de suelo” y experimento 2: “Parcelas de campo”. El experimento 1 estuvo ubicado en un invernadero de policarbonato de 20 m de ancho, 8 m de largo y 9 m de alto, con sistema de ventilación automática y ventanas semi móviles. Por otra parte, el experimento 2, se ubicó en un campo experimental de 570 m<sup>2</sup> aproximadamente, de condiciones climáticas no controladas y sistema de riego por cinta automatizado. El suelo utilizado en ambos experimentos pertenece a la Serie Santiago, de origen aluvial, miembro de la familia franca gruesa sobre arenosa esquelética, mixta, térmica de los Entic Haploxerolls (CIREN, 1996).

El periodo de evaluación de los experimentos fue diferido: el experimento de columnas se evaluó desde principios del 2016 hasta finales del 2017, en tanto el ensayo en parcelas experimentales se estudió en el periodo invernal 2017.

Los análisis de aguas se realizaron en el Laboratorio de Química de Suelos y Aguas, perteneciente al Departamento de Ingeniería y Suelos de dicha Facultad.

### **6.2. Tratamientos y diseño experimental**

El diseño experimental consistió en dos experimentos: columnas de suelo, ubicadas dentro de un invernadero (Experimento 1) y parcelas experimentales de campo (Experimento 2). Se evaluaron en total 13 tratamientos, agrupados en dos ensayos que consideraron la combinación de rotaciones de cultivos y distintas dosis de N. El ensayo 1, Praderas permanentes, representó la dinámica de la lixiviación de N disuelto que se genera en sistemas con cultivos cubierta (CC) permanentes en un suelo (Cuadro 1). El ensayo 2, Rotaciones de cultivo con CC (Cuadro 2), representó la dinámica de la lixiviación de N disuelto que se genera cuando se incorporan CC en una rotación con maíz (Rcc).

**Cuadro 1.** Tratamientos incluidos en el Ensayo 1.

Tratamiento	Rotación anual de cultivos	Nitrógeno (kg ha <sup>-1</sup> )
B	Barbecho – barbecho	0
Lm-Lm (0 N)	<i>L. multiflorum</i> – <i>L. multiflorum</i>	0
Lm-Lm (150 N)	<i>L. multiflorum</i> – <i>L. multiflorum</i>	150
Tr-Tr (0 N)	<i>T. repens</i> – <i>T. repens</i>	0
Tr-Tr (150 N)	<i>T. repens</i> – <i>T. repens</i>	150

**Cuadro 2.** Tratamientos incluidos en el Ensayo 2.

Tratamiento	Rotación anual de cultivos	Nitrógeno (kg ha <sup>-1</sup> )
Zm-B (250 N)	<i>Zea mays</i> – barbecho	250
Zm-B (400 N)	<i>Zea mays</i> – barbecho	400
Zm-Lm (250 N)	<i>Z. mays</i> – <i>Lolium multiflorum</i>	250
Zm-Lm (400 N)	<i>Z. mays</i> – <i>L. multiflorum</i>	400
Zm-Tr (250 N)	<i>Z. mays</i> – <i>Trifolium repens</i>	250
Zm-Tr (400 N)	<i>Z. mays</i> – <i>T. repens</i>	400
Zm-Lm+Tr (250 N)	<i>Z. mays</i> – <i>T. repens</i> + <i>L. multiflorum</i>	250
Zm-Lm+Tr (400 N)	<i>Z. mays</i> – <i>T. repens</i> + <i>L. multiflorum</i>	400

Para ambos experimentos se estableció un diseño en bloques completamente aleatorizados (BCA), de 4 bloques, con estructura de parcela dividida. El factor de bloqueo correspondió a la cantidad dispar de luz recibida por las columnas en invernadero y en el caso de las parcelas experimentales, el factor bloque quedó sujeto a una distribución que permitiera una administración y montaje acorde a la distribución espacial disponible según las dimensiones del terreno. La unidad experimental correspondió a la columna de suelo y a las parcelas experimentales respectivamente, los factores fueron la rotación de cultivos, la dosis de N y el tiempo.

La variable respuesta para el ensayo 1 se obtuvo utilizando el siguiente modelo lineal mixto (MLM):

$$Y = \mu + T_i + \tau_j + (T\tau)_{ij} + \beta_{ik} + P_{i(k)} + \varepsilon_{ijk}$$

donde:

Y= variable respuesta;

$\mu$ = media general;

T= factor tratamiento;

$\tau$ = factor tiempo;

T $\tau$ = interacción tratamiento y tiempo;

$\beta$ = efecto bloque;

P= efecto parcela;

$\varepsilon$ = error experimental, el cual se asume normalmente distribuido

Los componentes fijos del modelo corresponden a la media de los tratamientos ( $\mu$ ), los factores tratamiento (T) y tiempo ( $\tau$ ) y la interacción entre ellos (T $\tau$ ). Por otro lado, el efecto de los bloques ( $\beta$ ) y las parcelas incluidas dentro del bloque (P), en conjunto al error experimental ( $\epsilon$ ), establecen el componente aleatorio del modelo.

Por otra parte, la variable respuesta para el ensayo 2, se generó utilizando el siguiente modelo lineal mixto (MLM):

$$Y = \mu + C_i + F_j + \tau_k + (CF)_{ij} + (C\tau)_{ik} + (F\tau)_{jk} + (CF\tau)_{ijk} + \beta_{il} + P_{i(l)} + \epsilon_{ijkl}$$

donde:

Y= variable respuesta;

$\mu$ = media general;

C= factor rotación de cultivos;

F= factor fertilización;

$\tau$ = factor tiempo;

CF= interacción rotación de cultivos y fertilización;

C $\tau$ = interacción rotación de cultivos y tiempo;

F $\tau$ = interacción fertilización y tiempo;

CF $\tau$ = interacción rotación de cultivos, fertilización y tiempo;

$\beta$ = efecto bloque;

P= efecto parcela;

$\epsilon$ = error experimental, el cual se asume normalmente distribuido

Los componentes fijos del modelo corresponden a la media de los tratamientos ( $\mu$ ), los factores rotación de cultivos (C), fertilización (F), tiempo ( $\tau$ ) y la interacción entre ellos (CF, C $\tau$ , F $\tau$ , CF $\tau$ ). Por otro lado, el efecto de los bloques ( $\beta$ ) y las parcelas incluidas dentro del bloque (P), en conjunto al error experimental ( $\epsilon$ ), establecen el componente aleatorio del modelo.

### 6.3. Establecimiento de experimentos y ensayos

El establecimiento del estudio comenzó en agosto 2015, como parte de las actividades del Proyecto Fondecyt N°1550572. Las actividades de esta tesis se incluyen dentro de las actividades del tercer año de dicho proyecto.

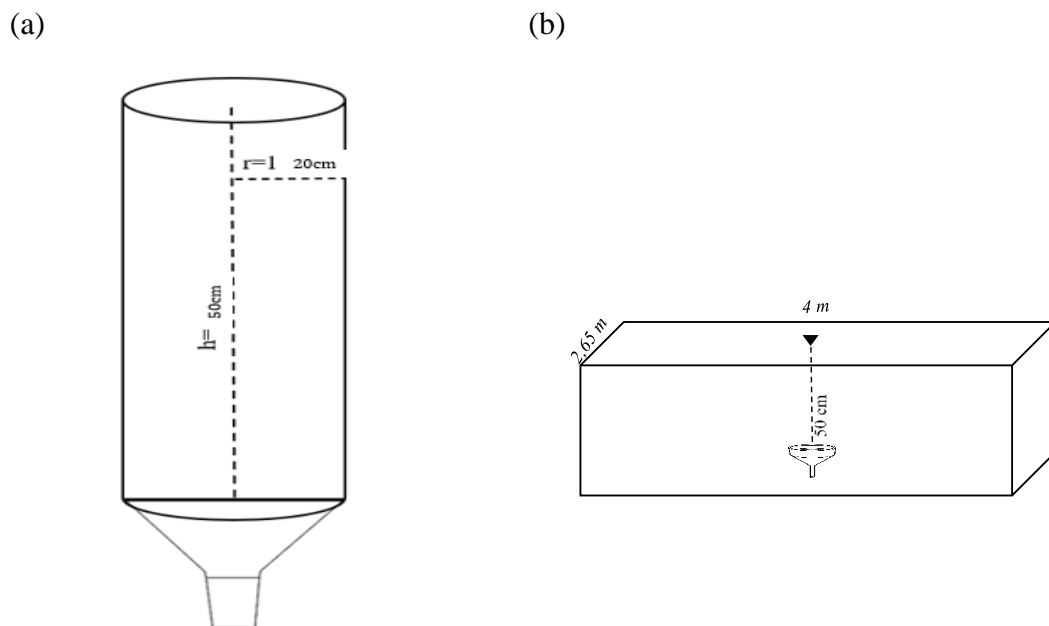
#### 6.3.1. Columnas de suelo

Se instalaron 52 columnas de suelo de tuberías de 20 cm de diámetro y 50 cm de largo, de polietileno de alta densidad (HDPE) en invernadero (Figura 1a). En la base de cada columna se instalaron embudos rellenos con arena de cuarzo; en el orificio de estos embudos se conectó un tubo de PVC de 15 cm de largo y 2,65 cm de diámetro que presenta orificios. Este se recubrió con una malla metálica fina para obtener un filtrado limpio. El embudo se conectó a bidones plásticos para recolectar los lixiviados. Cada columna quedó sostenida a un mesón a través de dos cilindros de acero que la atravesaron en sentido horizontal. Finalmente, las columnas fueron rellenas con el suelo proveniente de las parcelas experimentales.



Dicha instalación se realizó en agosto del 2015 y en la temporada estival del 2015 se inició la rotación correspondiente a dicha época del año, la cual fue considerada como periodo de prueba, por lo que no se recolectaron muestras de lixiviados.

Luego, en la temporada invernal del 2016 (O-I<sub>2016</sub>), se estableció la primera rotación a estudiar durante los primeros días de junio de dicho año. El segundo periodo sujeto a estudio corresponde a la rotación estival del 2016 (Est<sub>2016-17</sub>), establecida en diciembre de dicho año; luego, el tercer periodo a estudiar, correspondiente a la segunda rotación invernal en el año 2017 (O-I<sub>2017</sub>), que fue establecido durante las primeras semanas de mayo del 2017.



**Figura 1.** Forma y dimensión de unidad experimental de los experimentos- (a) Experimento 1: Columnas de lixiviación. (b) Experimento 2: Parcela experimental.

### 6.3.2. Parcelas experimentales

Se delimitaron 52 parcelas experimentales de 4,0 m de largo y 2,65 m de ancho con orientación N-S, en un sitio experimental de 570 m<sup>2</sup>. El sitio del experimento cuenta con riego tecnificado automatizado por cinta, con emisores de 1,4 L h<sup>-1</sup>, con un marco de emisores de 0,20 x 0,65 m<sup>2</sup>. Además, el campo cuenta con estación meteorológica para medir variables climáticas.

En cada parcela se instalaron detectores de frente de agua en el suelo modelo FullStop™, a 0,5 m de profundidad, al centro de la parcela (Figura 1b), para que la recolección de lixiviados no se vea afectada por el efecto borde. Por otra parte, con el objetivo de determinar el volumen de agua percolada, se instalaron 9 lisímetros marca DECAGON modelo G3 en el bloque 2, a 0,5 m de profundidad al costado de los FullStop™, durante julio del 2016. Así mismo, con motivo de monitorear el contenido volumétrico de agua

del suelo, fueron instalados sensores Decagon modelo EC-5 y GSI, y sensores Decagon modelo RT-1 que midieron la temperatura del suelo. Dichos sensores, se encuentran conectados a un datalogger marca Decagon modelo EM50, el cual almacenó los datos.

#### **6.4. Material biológico**

Las especies utilizadas en el ensayo 1 (Cuadro 1), correspondieron a dos praderas: una *poaceae*, ballica anual (*Lolium multiflorum* Lam; ‘Winter Star II’ – ANASAC), y una *fabaceae*, trébol blanco (*Trifolium repens* L.; ‘Kopu II’ – ANASAC). Esta última es comercializada ya inoculada con rizobios. En cuanto a la dosis de siembra, para ballica se utilizó una dosis de 35 kg ha<sup>-1</sup> y 5 kg ha<sup>-1</sup> para trébol blanco, que corresponden a la dosis recomendada del fabricante.

Con respecto al ensayo 2 (Cuadro 2), las especies que establecieron en el experimento 1, correspondieron a maíz de grano (*Zea mays* L.; variedad tardía 33Y74 – Pioneer) en el periodo estival y las praderas ya mencionadas en el ensayo 1 en el periodo invernal, según corresponda la rotación indicada por el tratamiento (Cuadro 2). En el caso del experimento 2, en el presente trabajo sólo se evaluaron las especies de la rotación invernal. En cuanto a la dosis de siembra, en el caso de la rotación estival, en el experimento 1 se sembraron dos semillas por columna, de las cuales, luego de emerger se seleccionó aquella que presentaba una mejor condición de crecimiento; en el caso de las rotaciones invernales, los tratamientos Zm–Lm+Tr (250 N) y Zm–Lm+Tr (400 N) se mezclaron las praderas en una proporción de un 70% de la dosis recomendada para trébol y un 30% de la dosis recomendada para ballica; para los tratamientos restantes, se utilizó la misma dosis del Ensayo 1.

#### **6.5. Manejo de los experimentos**

##### **Experimento 1: Columnas de suelo**

Luego de la cosecha de la rotación de cultivos correspondiente al periodo invernal del año 2016, se procedió al picado e incorporación del rastrojo producido por las praderas. A continuación, se procedió a sembrar la rotación correspondiente al periodo estival el día 5 de diciembre del 2016; ambos ensayos fueron regados tres veces por semana con 500 mL de agua potable. Luego, posterior a la cosecha e incorporación del rastrojo, se procedió a realizar la siembra del periodo invernal 2017, que luego de su establecimiento fueron regados dos veces por semana con 500 mL de agua potable.

En relación a la aplicación de cargas de agua para generar lixiviación, en el periodo Est<sub>2016-17</sub> se aplicaron sobre riegos de forma que calzara con cuatro estados fenológicos del maíz, correspondiendo a: emergencia, octava hoja (V8), grano lechoso y madurez fisiológica, donde la carga aplicada correspondió a un volumen de 4L. En el caso de la rotación invernal, dichas cargas de agua fueron aplicadas en cuatro estados fenológicos del cultivo de ballica: emergencia, inicio de espigadura, inicio de floración y grano harinoso-duro (Teuber y Elizalde, 1992), generando un total de cuatro cargas durante el periodo de rotación.

## **Experimento 2: Parcelas de campo**

Durante el periodo O-I<sub>2016</sub>, no se estableció ninguna rotación de cultivos en las parcelas. Luego, para el periodo estival, la primera labor consistió en desmalezar el terreno y la aplicación de herbicida de contacto (Paraquat), en la dosis recomendada por el fabricante. Después de esto se realizó la instalación del sistema de riego y la siembra, en diciembre del 2016. Se regó durante dos horas diarias. Debido al pobre establecimiento de los cultivos, no se realizaron mediciones a los lixiviados de la rotación Est<sub>2016-17</sub>. A pesar que el establecimiento de las especies no fue el óptimo, se procedió a cosechar la biomasa producida en el periodo estival e incorporarla a las parcelas correspondientes, para luego realizar la siembra de las especies del periodo O-I<sub>2017</sub>, que se les aplicó riegos programados de 1 h cada 3 días.

Con relación al manejo de la demanda hídrica de los cultivos, se realizó un balance hídrico del sistema, donde los datos correspondientes a la ETo fueron obtenidos de la estación meteorológica instalada en el sitio del estudio, adaptando la demanda hídrica de cada cultivo con los respectivos Kc, de manera de obtener la ETc. A su vez, se realizó un monitoreo del contenido de agua del suelo y del volumen de agua percolada a través de los sensores presentes en los ensayos.

Con respecto a la recolección de los lixiviados presentes en FullStop<sup>TM</sup>, ésta se realizó de acuerdo a cuatro estados fenológicos del cultivo de ballica, tales como se mencionaron para el experimento 1.

### **6.5.1. Fertilización**

En el presente estudio, la estimación de las distintas dosis de N en la fertilización nitrogenada se estableció según dos criterios: i) Método racional: las dosis suministradas son estimadas a partir del suministro potencial del suelo (mineralización) y la demanda del cultivo, en base al rendimiento potencial esperado (Rodríguez, 1993); ii) Basado en las dosis utilizadas comúnmente por los agricultores en Chile (Salazar y Nájera, 2011). Las dosis de N utilizadas para el ensayo 1 fueron de 0 y 150 kg ha<sup>-1</sup>, en tanto para el ensayo 2 se aplicaron dosis de 250 y 400 kg ha<sup>-1</sup> (Cuadro 3). La primera de las dosis estimadas para ambos ensayos se basó en el método racional mencionado anteriormente y la segunda dosis corresponde a la dosis comúnmente aplicada por los agricultores; en ambos casos se utilizó salitre potásico (15-0-14). Cada tratamiento, exceptuando el tratamiento testigo (B), se comparó con otro que tiene la misma rotación de cultivos, pero una dosis de N diferente. Esto permitió explicar las diferencias generadas tanto por la rotación de cultivos como por la dosis de N suministrada.

Con respecto a la fertilización potásica, los tratamientos fueron nivelados en la cantidad de potasio (K) suministrado según el tratamiento que recibió la mayor cantidad de K mediante la aplicación de cloruro de potasio (KCl) (0-0- 60) (Cuadro 3). Para el caso de la fertilización fosfatada se utilizó súper fosfato triple (0-46-0), en una dosis que fue calculada según los resultados de disponibilidad de P-Olsen y según la capacidad tampón del suelo para el aumento de fósforo (P) disponible.

**Cuadro 3.** Suministro parcializado y total de los fertilizantes utilizados en el ensayo (N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> y K<sub>2</sub>O) según tratamientos.

Tratamiento	Primera aplicación			Segunda aplicación			Total		
	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
	-----kg ha <sup>-1</sup> -----								
<b>B</b>	0	10	0	0	0	0	0	10	0
<b>Lm-Lm (0 N)</b>	0	10	450	0	0	750	0	10	1200
<b>Lm-Lm (150 N)</b>	150	10	450	0	0	750	150	10	1200
<b>Tr-Tr (0 N)</b>	0	10	450	0	0	750	0	10	1200
<b>Tr-Tr (150 N)</b>	150	10	450	0	0	750	150	10	1200
<b>Zm-B (250 N)</b>	0	10	450	250	0	750	250	10	1200
<b>Zm-B (400 N)</b>	150	10	450	250	0	750	400	10	1200
<b>Zm-Lm (250 N)</b>	0	10	450	250	0	750	250	10	1200
<b>Zm-Lm (400 N)</b>	150	10	450	250	0	750	400	10	1200
<b>Zm-Tr (250 N)</b>	0	10	450	250	0	750	250	10	1200
<b>Zm-Tr (400 N)</b>	150	10	450	250	0	750	400	10	1200
<b>Zm-Lm+Tr (250 N)</b>	0	10	450	250	0	750	250	10	1200
<b>Zm-Lm+Tr (400 N)</b>	150	10	450	250	0	750	400	10	1200

Asimismo, es importante mencionar que la aplicación de los fertilizantes se realizó solamente en el periodo estival.

En relación con la fertilización nitrogenada (FN), los tratamientos del ensayo 1 recibieron una aplicación única en la siembra. Luego, en el ensayo 2, en los tratamientos con dosis 400 kg N ha<sup>-1</sup> programó en dos fechas: siembra y estadio de octava hoja del maíz (V8) (Cuadro 3); en cambio, los tratamientos que recibieron FN estimada mediante el método racional sólo recibieron una aplicación en V8.

Luego, la fertilización potásica siguió la misma parcialización que la FN del ensayo 2 (Cuadro 3). Finalmente, con relación a la fertilización fosfatada, sólo se realizó una aplicación de 10 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> al momento de la siembra.

### 6.5.2. Cosecha del ensayo

La cosecha de las especies del periodo estival se determinó por la entrada del maíz al estado fenológico de madurez fisiológica. Detectado esto, se dejó de regar los cultivos y una vez que se secó el maíz, se cosecharon las plantas y en el caso de las forrajeras, éstas se cortaron. Una vez cosechadas las plantas, se procedió a determinar su biomasa para calcular rendimiento y se recolectó una fracción para determinar contenido N de acuerdo a Sadzawka *et al.* (2007). Finalmente, la mitad de la fracción cosechada se incorporó como rastrojo al suelo en la misma columna.

En el caso de las especies del periodo invernal, su cosecha se determinó por la entrada de ballica al estado fenológico de grano harinoso duro. A esto, se debe agregar que las praderas no fueron incorporadas, dado a que se intentó simular un escenario en donde la

pradera se utiliza como forraje, de manera que la biomasa sólo se utilizó para determinar concentración de N.

## 6.6. Caracterización inicial del suelo

Se realizó una caracterización morfológica del perfil de suelo en una calicata, proveniente de las parcelas experimentales y donde se obtuvo el suelo para rellenar las columnas. El suelo utilizado pertenece al Complejo Santiago–Maipo, correspondió a un Inceptisol, y se encuentra ubicado en la Cuenca de Santiago, en una posición de cono de deyección (CIREN, 1996). Se realizó una descripción morfológica del perfil de suelo (Anexo 1), a partir de lo cual se definieron tres horizontes; un horizonte Ap franco arcillo limoso (0–37 cm), un segundo horizonte C arenoso (37–55 cm), y un tercer horizonte 2C arcillo limoso (55–65 y + cm).

Luego se procedió a tomar muestras de los horizontes genéticos para realizar análisis de propiedades físicas y químicas. En relación a las propiedades físicas (Anexo 2), la textura se determinó mediante el método del hidrómetro de Bouyoucos, la retención de agua con el método de olla y plato a presión, la densidad real con picnómetro y la densidad aparente con cilindro según las metodologías propuestas para los suelos de Chile por Sandoval *et al.* (2012). A partir de la curva característica de retención de agua (Anexo 3) se derivó la distribución de tamaños de poros, destacándose un 10%, 21% y 12% de poros de drenaje rápido en el primer, segundo y tercer horizonte, respectivamente, situación que condiciona un flujo de agua mucho más rápido en el horizonte C ( $K_{sat}$ : 17,64 cm h<sup>-1</sup>) que en el horizonte Ap ( $K_{sat}$ : 11,88 cm h<sup>-1</sup>).

Con respecto a la caracterización química del suelo (Anexo 4), se evaluaron los niveles de materia orgánica mediante el método de Walkley y Black, pH en agua, KCl y CaCl<sub>2</sub> (1:1 y 1:2,5) y conductividad eléctrica en el extracto de saturación (Sadzawka *et al.*, 2006); la capacidad de intercambio catiónico se determinó con acetato de sodio 1M a pH 8,2 (Dewis y Freitas, 1970). Además, se analizaron formas disponibles en el suelo de N-P-K, cationes de intercambio (Ca, K, Mg y Na), y contenido total en el suelo de macroelementos (K, Mg, Ca, P y S) y microelementos (Cu, Mn, Fe y Zn) según Sadzawka (1990). Luego de realizados dichos análisis, se obtuvo que el suelo utilizado para el presente estudio tiene un pH moderadamente alcalino a fuertemente alcalino, no salino y MOS muy baja.

## 6.7. Caracterización del agua de riego

En el agua potable utilizada para el riego y en las cargas de agua para generar percolación, se analizaron: N disuelto total (NDT), N inorgánico (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), N orgánico (NOD), pH y conductividad eléctrica, para ambos experimentos, en los distintos periodos de medición (estival e invernal).

## 6.8. Análisis de lixiviados

### 6.8.1 Generación y recolección de percolados

**Columnas de suelo.** Para asegurar la recolección de lixiviados, se aplicaron cargas de 4 L de agua potable. Dichas cargas de agua en el periodo estival se aplicaron según los estados fenológicos del maíz (emergencia, octava hoja, grano lechoso y madurez fisiológica); en el caso de la rotación invernal, las aplicaciones estuvieron vinculadas a los estados fenológicos de ballica (emergencia, inicio de espigadura, inicio de floración y grano harinoso duro). Doce horas luego de la aplicación de las cargas de agua, se recolectó el agua percolada en los recipientes ubicados bajo las columnas y se determinó la cantidad de agua percolada.

**Parcelas experimentales.** La recolección de percolados se determinó a través del monitoreo de sensores Decagon modelo EC-5, que brindan información sobre el contenido volumétrico de agua del suelo a la profundidad a la que están ubicados los lisímetros y FullStop™. Es por esto que la recolección de percolados se realizó en eventos de precipitación importantes, y cuando estos no coincidieren con los estados fenológicos propuestos, se procedió a aplicar una carga de agua a través del sistema de riego, para asegurar la recolección de lixiviados en las parcelas. La carga de agua a aplicar se estimó según el porcentaje de déficit de humedad aprovechable generado hasta ese momento.

Las muestras de agua fueron recolectadas de los FullStop™ 24 h luego de la aplicación del riego u ocurrido el evento de precipitación, mediante la utilización de jeringas que generan la succión suficiente para la extracción de los lixiviados; complementariamente, se determinó el total de agua percolada.

### 6.8.2 Análisis de la muestra de solución suelo

Para ambos experimentos, luego de realizar la recolección de percolados, se extrajo una muestra de 100 mL para su posterior análisis de NID y NOD en laboratorio. Luego, en laboratorio, con el objetivo de obtener la fracción disuelta de la solución suelo, se filtraron las muestras con filtros de pirinola de 0,45 micras. El NID se calculó como la suma de  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$  (ec.1), donde la concentración de dichas formas de NID se determinó por colorimetría, utilizando la metodología del ácido cromotrópico para  $\text{NO}_3^-$  y amonio salicilato para  $\text{NH}_4^+$  (Hach, 2005), en un espectrofotómetro marca HACH, modelo DR5000. Por otra parte, el NOD se estimó como la diferencia entre el NDT (N Disuelto Total) y NID (ec. 2), donde NDT fue determinado mediante un analizador TOC-L Shimadzu Corp. (Japón) que lleva integrado un módulo TNM-L para cuantificar N, la estimación de éste se realiza mediante una combustión oxidativa que luego es detectado por quimioluminiscencia, para este análisis, se utilizará como estándar nitrato de potasio ( $\text{KNO}_3$ ).

$$\text{NID (kg N ha}^{-1}\text{)} = \text{NO}_3^- \text{ (kg N ha}^{-1}\text{)} + \text{NH}_4^+ \text{ (kg N ha}^{-1}\text{)} \quad \text{Ec.(1)}$$

$$\text{NOD (kg N ha}^{-1}\text{)} = \text{NDT (kg N ha}^{-1}\text{)} - \text{NID (kg N ha}^{-1}\text{)} \quad \text{Ec. (2)}$$

Con respecto a la relación NID:NOD, se expresaron ambas formas de N disuelto como el porcentaje que representa la forma nitrogenada (NID o NOD) con respecto al NDT, tal como se expresa en la ec. 3. En el caso del experimento 1, los valores de la presente relación están basados en la carga obtenida para cada variable, a diferencia de lo realizado en el experimento 2, donde dicha relación fue estimada mediante la concentración obtenida de las variables comprometidas.

$$\text{Relación NID:NOD (NID(\%NDT) : NOD(\%NDT)) =} \\ \left(\frac{NID \times 100}{NDT}\right)_{(NID(\%NDT))} / \left(\frac{NOD \times 100}{NDT}\right)_{(NOD(\%NDT))} \quad \text{Ec. 3}$$

### 6.9 Eficiencia del uso de nitrógeno (EUN)

Para la presente investigación se determinó la definición de EUN presentada por la ec 4, donde el N extraído se obtuvo según la ec.5 y el N aplicado corresponde a aquel N incorporado mediante la fertilización nitrogenada. La EUN sólo fue determinada en el experimento 1, en el periodo Est<sub>2016-17</sub>- O-I<sub>2017</sub>.

$$EUN = \frac{N \text{ Extraído (kg N ha}^{-1}\text{)}}{N \text{ Aplicado (kg N ha}^{-1}\text{)}} \quad \text{Ec. 4}$$

$$N \text{ Extraído (kg N ha}^{-1}\text{)} = \text{Rendimiento (kg MS ha}^{-1}\text{)} \times \%N \text{ (kg N kg MS}^{-1}\text{)} \quad \text{Ec.5}$$

### 6.10 Análisis estadístico

Los datos se analizaron mediante modelos lineales mixtos (MLM), realizando la prueba de comparaciones múltiples de Fisher ( $\alpha = 0,05$ ). Para ello se consideraron diferencias estadísticamente significativas, para la interacción de los factores o para los factores de manera independiente. Finalmente, se realizó un análisis de correlaciones múltiples para los parámetros evaluados entre los tratamientos, mediante el coeficiente de correlación lineal de Pearson ( $\alpha = 0,05$ ).

## 7 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 7.8 Experimento 1: Columnas de suelo

#### 7.8.1 Biomasa

**Ensayo 1.** La producción de biomasa en el periodo O-I<sub>2016</sub> de las praderas permanentes (PP) de Lm (Cuadro 4) superó los valores de rendimiento potencial indicado en la ficha técnica de ballica Winter Star II, donde la máxima producción se registra en la temporada estival (12 Mg MS ha<sup>-1</sup>) y la menor en la temporada invernal (3 Mg MS ha<sup>-1</sup>). Respecto a lo anterior, los valores de biomasa obtenidos por las PP de Lm estarían ligados a las condiciones ambientales dentro del invernadero, donde se registraron temperaturas sobre los 25 °C. Salazar *et al.* (2020) señalan que el principal factor que afecta la mineralización neta en suelos bajo riego en zonas mediterráneas es la temperatura y que inclusive ésta podría aumentar en temporadas invernales. Dicho esto, podemos asociar la cantidad de biomasa producida por Lm a la disponibilidad de N causada por un aumento en la mineralización, que suplió las necesidades del cultivo en una época donde no fue aplicada FN.

Así mismo, podemos observar que en las temporadas Est<sub>2016-17</sub> y O-I<sub>2017</sub> (Cuadro 4), que el tratamiento Lm-Lm<sub>(150N)</sub> obtuvo rendimientos cercanos al rendimiento potencial. No así Lm-Lm<sub>(0N)</sub>, que registró valores bajo del rendimiento potencial en Est<sub>2016-17</sub>. Dicha diferencia en la biomasa promedio producida entre Lm que recibió FN versus aquel que no, probablemente esté relacionada con el agotamiento del *pool* de N ocasionado por el aumento de la tasa de mineralización en O-I<sub>2016</sub>. Dicha afirmación se sustenta con el estudio de Kramberger *et al.* (2009), donde se atribuyó la disminución del N mineral disponible en el tiempo a la incorporación de CC de *poaceae*. Entonces, al realizar FN en Lm-Lm<sub>(150N)</sub> se suplió el N extraído por el cultivo en la temporada anterior, alcanzando mayores rendimientos que Lm-Lm<sub>(0N)</sub> (Cuadro 4), con una diferencia de 10 Mg MS ha<sup>-1</sup> (Cuadro 4) en la biomasa promedio total entre ambos tratamientos.

En cuanto a la producción de biomasa de las PP de Tr (Cuadro 4), ambos tratamientos obtuvieron rendimientos sobre lo estimado por Soto y López (1984) para praderas permanentes de *Trifolium repens* L. ubicadas en Santiago de Chile bajo condiciones de riego, quienes registraron un rendimiento de 10,6 Mg Ms ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, donde la mayor producción se registró en la temporada primavera-verano (8 Mg Ms ha<sup>-1</sup>) y la menor en otoño invierno (2,6 Mg Ms ha<sup>-1</sup>). Como se puede observar en el Cuadro 4, las praderas de Tr obtuvieron rendimientos sobre los 10 Mg MS ha<sup>-1</sup> en cada temporada en evaluación y fue estable en el tiempo, por lo que no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre temporadas (Cuadro 4), lo cual es atribuido a la eliminación de las incidencias negativas de factores externos bajo condiciones de invernadero, como también la gran capacidad adaptativa de la variedad Kopu II (ANASAC).

Por otra parte, no se evidenciaron diferencias estadísticamente significativas entre las PP de Tr con y sin FN (Cuadro 4). Para el siguiente análisis se debe tener en cuenta la capacidad de las especies leguminosas de adoptar una relación simbiótica con bacterias fijadoras de N atmosférico, que le otorga un mayor potencial para crecer en suelos carentes de N (Dixon y Tilston, 2010). Es así que las praderas de trébol tienen la capacidad de



abastecerse con hasta un 80% del N generado mediante fijación simbiótica de N<sub>2</sub> para compensar su demanda interna (Louarn *et al.*, 2015). Es por esto que podemos argumentar que Tr-Tr<sub>(0N)</sub> compensó la falta de N a través de la fijación simbiótica de N, lo que le permitió obtener rendimientos estadísticamente iguales a Tr-Tr<sub>(150N)</sub>.

Finalmente, la primera temporada de medición (O-I<sub>2016</sub>), Lm-Lm<sub>(150N)</sub> fue el tratamiento que generó la mayor biomasa promedio, a diferencia de las praderas de Tr (Cuadro 4). Sin embargo, a pesar de que Hodgdon *et al.* (2016) señalaron que los rendimientos de *Lolium multiflorum* fueron mayores a *Trifolium repens* en cuatro ensayos realizados, en las siguientes temporadas (Est<sub>2016-17</sub> y O-I<sub>2017</sub>), como también en la biomasa total acumulada, las PP de Tr aparecen como aquellos tratamientos con la mayor biomasa promedio producida (Cuadro 4). Dicho comportamiento está modelado según la discusión realizada sobre las variaciones del rendimiento de las praderas de Lm, asociada a la dinámica del N según la temperatura del invernadero y la disponibilidad de dicho nutriente.

**Cuadro 4.** Biomasa promedio producida por los ensayos 1 y 2 en el experimento 1, en los distintos periodos de evaluación.

Biomasa seca promedio <sup>1</sup>				
Tratamiento	Ensayo 1			Total acumulado
	O-I <sub>2016</sub>	Est <sub>2016/17</sub>	O-I <sub>2017</sub>	
-----Mg ha <sup>-1</sup> -----				
B	-	-	-	-
Lm-Lm <sub>(0N)</sub>	18,7 ± 2,5 ab	A 3,1 ± 0,5 b	B 3,4 ± 0,5 b	B 25,2 ± 2,8 b
Lm-Lm <sub>(150N)</sub>	21,1 ± 1,0 a	A 10,4 ± 1,5 a	B 3,7 ± 1,5 b	C 35,2 ± 2,8 a
Tr-Tr <sub>(0N)</sub>	16,9 ± 1,7 b	A 13,2 ± 2,2 a	A 11,9 ± 2,2 a	A 42,1 ± 2,8 a
Tr-Tr <sub>(150N)</sub>	15,2 ± 1,4 b	A 12,9 ± 1,5 a	A 13,0 ± 1,5 a	A 41,2 ± 2,8 a
<i>p-value</i>	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,005
-----Mg ha <sup>-1</sup> -----				
Ensayo 2				
Zm-B <sub>(250 N)</sub>	-	5,7 ± 2,9 ab	-	5,7 ± 3,5 d
Zm-B <sub>(400 N)</sub>	-	10,8 ± 9,9 ab	-	10,8 ± 9,9 cd
Zm-Lm <sub>(250 N)</sub>	20,8 ± 1,9 a	A 6,3 ± 4,2 ab	B 6,3 ± 0,7 a	B 33,4 ± 2,0 b
Zm-Lm <sub>(400 N)</sub>	19,9 ± 1,9 a	A 2,1 ± 1,3 b	C 9,4 ± 1,9 a	B 31,0 ± 2,0 bc
Zm-Tr <sub>(250 N)</sub>	13,9 ± 1,3 b	A 1,9 ± 1,0 b	B 2,3 ± 0,1 b	B 19,1 ± 2,0 c
Zm-Tr <sub>(400 N)</sub>	15,2 ± 1,9 b	A 8,5 ± 4,8 ab	B 5,5 ± 1,5 ab	B 27,1 ± 3,5 bc
Zm-Lm+Tr <sub>(250 N)</sub>	21,1 ± 1,9 a	A 12,1 ± 1,2 a	B 6,6 ± 0,8 a	B 39,6 ± 1,5 a
Zm-Lm+Tr <sub>(400 N)</sub>	20,5 ± 1,3 a	A 0,7 ± 0,2 b	C 7,9 ± 1,1 a	B 31,5 ± 1,3 bc
<i>p-value</i>	0,002	<0,0001	<0,0001	<0,0001

<sup>1</sup>. Valores corresponden al promedio ± error estándar.

<sup>2</sup> *p-value* corresponde al efecto del factor tratamiento y temporada. Letras minúsculas diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos. Letras mayúsculas en sentido horizontal indican diferencias estadísticamente significativas entre temporadas ( $p < 0,05$ , LSD de Fisher).

**Ensayo 2.** La realización de rotación maíz con CC (Rcc) produjo un aumento del 73% en la biomasa total acumulada, en comparación con Zm-B (Cuadro 4, Apéndice 2). De la misma forma, se registró que las Rcc con Lm y Lm+Tr generaron una mayor biomasa total registrada que las Rcc de Tr (Apéndice 2). Por último, no se registró efecto del factor FN (Apéndice 2).

En cuanto a la biomasa producida en el periodo de establecimiento del cultivo principal - Est<sub>2016-17</sub>-, es decir, del maíz, sólo los tratamientos Zm-B<sub>(400N)</sub> y Zm-Lm+Tr<sub>(250N)</sub> produjeron valores de biomasa promedio cercanas al rendimiento nacional del maíz de la temporada 2016/17, correspondiente a 12 Mg ha<sup>-1</sup> (ODEPA, 2017). Posiblemente la siembra tardía del maíz, realizada en diciembre del 2016, repercutió negativamente en la producción de biomasa. Respecto a esto, Maresma et al. (2019) observaron que campos de maíz bajo riego ubicado en zona mediterránea que fueron sembrados tardíamente, consiguieron menores rendimientos que aquellos que fueron sembrados en temprana y media fecha de siembra, además de producir granos con mayor contenido de humedad. Así mismo, Zm-Lm+Tr<sub>(250N)</sub> obtuvo la mayor biomasa y la agrupación de Zm-Lm<sub>(400N)</sub>, Zm-Tr<sub>(250N)</sub> y Zm-Lm+Tr<sub>(400N)</sub> fue la menor (Cuadro 4). En relación a las causales del rendimiento de éstos últimos tres tratamientos, no fue posible establecer una causa específica que pueda explicar el comportamiento de estos. No obstante, es posible sugerir posibles procesos en el suelo que pudiesen explicar de forma individual o conjunta los registros observados, los cuales son: i) efecto de toxicidad en la semilla del maíz por aplicación excesiva de fertilizante; o ii) competencia por nutrientes entre los microorganismos del suelo y la planta, sustentados en la discusión de la lixiviación de NOD.

Luego, en ambas temporadas invernales, los CC obtuvieron valores sobre los rendimientos esperados -ya mencionados en el Ensayo 1- asociados al establecimiento en invernadero del Experimento 1. Las Rcc con Lm y Lm+Tr registraron la mayor producción de biomasa sobre Zm-Tr (Cuadro 4). Con relación a esto, se estima que los rendimientos alcanzados en dicho periodo estarían relacionados al N residual generado por la FN aplicada en el periodo estival anterior, donde se estima que el 50% del N del fertilizante queda en el suelo como N residual (Gabriel y Quemada, 2011). Sin embargo, a pesar de que ambas sobreproducciones estarían asociadas a la utilización del N residual luego del maíz, la temporada O-I<sub>2016</sub> obtuvo mayores valores que O-I<sub>2017</sub> en la producción de biomasa promedio en todos los tratamientos evaluados (Cuadro 4). Esta diferencia estaría dada por la cantidad de N residual, lo cual estaría asociado a la biomasa del maíz producido en cada temporada, la cual fue menor en Est<sub>2015-16</sub>; por otra parte, existen efectos climáticos diferenciales en cada época invernal, lo que controla la mineralización de los residuos orgánicos. Finalmente, es necesario mencionar que las condiciones bajo invernadero pueden contribuir también a la producción de biomasa.

Por último, en relación a la variación temporal de biomasa (Cuadro 4), en todos los tratamientos se identifica a O-I<sub>2016</sub> como aquella temporada donde se produjo la mayor cantidad de biomasa, asociado a la discusión sostenida para en el Ensayo 1. Luego, las temporadas siguientes no generaron diferencias estadísticamente significativas entre ellas en todos los tratamientos, exceptuando Zm-Lm y Zm-Lm+Tr con 400 kg N ha<sup>-1</sup>. Estos últimos identificaron a Est<sub>2016-17</sub> como la temporada con menor biomasa producida, donde el comportamiento de estos estaría explicado por lo expuesto anteriormente.

## 7.8.2 Percolación

**Ensayo 1.** La introducción de pradera permanente (PP) al sistema produjo una disminución de la percolación acumulada en el total del periodo del 33% (Cuadro 5, Apéndice 2). El diferencial producido entre ambos sistemas ocurre principalmente porque la vegetación de la PP a través de sus raíces absorbe el agua y nutrientes necesarios para sus procesos metabólicos y desde el sistema suelo, previniendo la lixiviación de

nutrientes. Es por esto que se observa en el Apéndice 6, una fuerte correlación negativa entre la variable biomasa y percolación, que en conjunto al Cuadro 5 indican que las PP de Tr obtuvieron menor percolación total acumulada que Lm-Lm<sub>(0N)</sub>. A pesar de que la biomasa está fuertemente correlacionada con la lixiviación (Apéndice 6), el efecto de la FN sobre las PP de Lm no se tradujo en diferencias estadísticamente significativas en la percolación. Dicho resultado pudo deberse a una mayor evaporación directa desde la superficie del suelo de Lm-Lm<sub>(0N)</sub> debido a una baja cubierta vegetal y a las altas temperaturas estivales.

Al analizar el conjunto de tratamientos en las distintas temporadas de medición (Cuadro 5), se encontró que el tratamiento B presentó la mayor percolación en todas las temporadas de medición. Debido a la correlación fuerte y negativa entre la presente variable y biomasa (Apéndice 6), es que los menores valores de percolación acumulada estarían asociados a las PP de Lm en O-I<sub>2016</sub> y a las PP de Tr en Est<sub>2016-17</sub> y O-I<sub>2017</sub>.

Finalmente, al analizar la percolación de los tratamientos de forma temporal (Apéndice 1), al igual que los periodos analizados previamente, la correlación fuerte y negativa entre la presente variable y la biomasa (Apéndice 6) modeló el ranking de las PP de Lm, registrando los mayores y menores valores de percolación en el periodo Est<sub>2016-17</sub> y O-I<sub>2016</sub>, respectivamente. En el caso de las praderas de Tr, las mayores y menores percolaciones fueron registradas durante O-I<sub>2016</sub> y Est<sub>2016-17</sub> respectivamente, donde Tr-Tr<sub>(0N)</sub> reconoce a O-I<sub>2017</sub> como parte de los valores más bajos evaluados y Tr-Tr<sub>(150N)</sub> no establece diferencia estadísticamente significativa para dicha temporada. En último lugar, en el tratamiento B, los menores valores de percolación no sólo están asociados a O-I<sub>2016</sub>, sino que también a O-I<sub>2017</sub>, por lo que el mayor registro estuvo en Est<sub>2016-17</sub>, lo cual concuerda con el mayor volumen de agua aplicado.

**Cuadro 5.** Percolación acumulada en ensayos 1 y 2 en el experimento 1.

Percolación acumulada <sup>1</sup>						
Ensayo 1						
Tratamiento	O-I <sub>2016</sub>	Est <sub>2016/17</sub>	O-I <sub>2017</sub>	Total		
-----m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> -----						
B	2623,2 ± 158,6 a	B 3659,9 ± 158,6 a	A 26159 ± 158,5 a	B	8898,1 ± 395	a
Lm-Lm <sub>(0N)</sub>	1202,7 ± 158,6 b	C 3214,6 ± 158,6 ab	A 2518,2 ± 158,6 a	B	6935,5 ± 395	b
Lm-Lm <sub>(150N)</sub>	1486 ± 269,2 b	B 2813,8 ± 269,2 b	A 2391 ± 269,2 ab	A	6690,8 ± 395	bc
Tr-Tr <sub>(0N)</sub>	2034,7 ± 276,8 ab	A 1126,9 ± 276,8 c	B 1621,6 ± 276,8 b	B	4783,2 ± 395	c
Tr-Tr <sub>(150N)</sub>	2075,4 ± 269,2 ab	A 1644,6 ± 269,2 c	B 1770,8 ± 269,2 b	AB	5490,8 ± 395	c
<i>p-value</i> <sup>2</sup>	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001		
Ensayo 2						
-----m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> -----						
Zm-B <sub>(250N)</sub>	2789,4 ± 184,7 a	A 2248,6 ± 216	b A 2832,1 ± 24,4 a	A	7870,1 ± 354,8	a
Zm-B <sub>(400N)</sub>	2751,3 ± 184,7 a	A 2029,7 ± 216	b B 2826,5 ± 24,4 a	A	7607,4 ± 354,8	a
Zm-Lm <sub>(250N)</sub>	1196,9 ± 184,7 c	B 3116,5 ± 216	a A 1566,6 ± 17,4 c	B	5880 ± 354,8	c
Zm-Lm <sub>(400N)</sub>	1997,7 ± 184,7 b	B 2873,7 ± 216	ab A 1395,9 ± 209,9 c	B	6267,3 ± 354,8	bc
Zm-Tr <sub>(250N)</sub>	2359,4 ± 184,7 ab	A 2724,7 ± 216	ab A 2616,9 ± 209,9 ab	A	7701 ± 354,8	a
Zm-Tr <sub>(400N)</sub>	2472,7 ± 184,7 a	A 2345,9 ± 216	b A 2254,6 ± 193,1 b	A	7073,2 ± 354,8	ab
Zm-Lm+Tr <sub>(250N)</sub>	1182,7 ± 184,7 c	B 2870,1 ± 216	ab A 1541,6 ± 217,4 c	B	5594,4 ± 354,8	c
Zm-Lm+Tr <sub>(400N)</sub>	1347,6 ± 184,7 c	B 2844,2 ± 216	ab A 1514 ± 119,4 c	B	5705,8 ± 354,8	c
<i>p-value</i>	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0002		

<sup>1</sup>. Valores corresponden al promedio ± error estándar.

<sup>2</sup> *p-value* corresponde al efecto del factor tratamiento y temporada. Letras minúsculas diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos. Letras mayúsculas en sentido horizontal

indican diferencias estadísticamente significativas entre temporadas ( $p < 0,05$ , LSD de Fisher).

**Ensayo 2.** Con respecto a la percolación total acumulada en el Ensayo 2 (Cuadro 5), se obtuvo que la introducción de CC a la rotación disminuyó la variable en un 18% con respecto a Zm-B (Apéndice 4). Sin embargo, dicha disminución sólo se puede atribuir a los CC de Lm y Lm+Tr (Cuadro 5). Nuevamente, al igual que el Ensayo 1, se observó una correlación fuerte y negativa entre la biomasa producida y la percolación acumulada (Apéndice 7), donde los CC con Lm obtuvieron los mayores registros de biomasa acumulada del periodo (Cuadro 4). Así mismo, se puede observar en el Cuadro 5 y el Apéndice 9 que no existe efecto de la FN en la variable.

Tanto los periodos invernales como también el total acumulado en el estudio, estuvieron fuerte y negativamente correlacionados con la biomasa promedio producida (Apéndice 7). Es por esto que, Zm-B presentó los mayores valores de percolación acumulada (Cuadro 5); al contrario, los tratamientos Zm-Lm+Tr y Zm-Lm<sub>(250N)</sub> representaron el menor valor de la variable dentro de la agrupación de tratamientos en dichas temporadas. Luego, durante la Est<sub>2016-17</sub>, los mayores y menores valores de percolación se registraron en Zm-Lm<sub>(250N)</sub> y la agrupación de Zm-Tr<sub>(400N)</sub> y Zm-B, respectivamente.

Así mismo, al observar la percolación de los tratamientos de forma temporal (Cuadro 5), se obtuvo que los tratamientos Zm-B<sub>(250N)</sub> y praderas de Tr no presentaron diferencias en la cantidad de agua percolada en el tiempo, debido a que la ausencia de vegetación en las temporadas invernales impidió utilizar el agua aplicada en Zm-B<sub>(250N)</sub>; así mismo, el mayor volumen de agua aplicado en la temporada estival, generó volúmenes de aguas percolados iguales al de las temporadas invernales. Luego, Zm-B<sub>(400N)</sub> registró su mayor y menor valor durante las temporadas invernales donde no estuvo establecido ningún cultivo y en Est<sub>2016-17</sub>. Finalmente, el conjunto de Rcc con CC de Lm y Lm+Tr registraron su mayor y menor valor de percolación en Est<sub>2016-17</sub> y temporadas invernales, respectivamente, donde nuevamente los mayores volúmenes de agua aplicados en Est<sub>2016-17</sub> repercutió en una mayor percolación en dicha temporada.

### 7.8.3 Nitrógeno inorgánico disuelto

**Ensayo 1.** La introducción de praderas permanentes (PP) al sistema produjo una disminución de la concentración total promedio de NID lixiviado en un 61% con respecto al barbecho permanente (Apéndice 3). El diferencial producido entre ambos sistemas -B y PP- ocurre principalmente por la ausencia de vegetación en B, por lo que todo NID producido por mineralización de la MOS se pierde por lixiviación en vez de ser absorbido por la vegetación. Según lo expuesto en el Cuadro 6, las PP disminuyeron la concentración promedio total de NID en un 87% en Lm y en un 36% en Tr respecto a B. El Tr, al ser una especie perteneciente a las leguminosas, promueve una mayor concentración de NID en los lixiviados dada su fijación de N, lo que aumentaría el N disponible en la solución suelo. Por su parte, Lm presenta una gran capacidad para absorber el NID (Korsaeth *et al.*, 2003), lo cual evitó que se generaran mayores pérdidas de fuentes solubles. Con relación al efecto de la FN, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ( $p\text{-value}>0,05$ ) (Apéndice 3).

Según lo presentado en el Cuadro 6, B fue el tratamiento que representó las mayores concentraciones de NID en los 3 periodos evaluados debido a la ausencia de vegetación. Así mismo, las PP de Lm registraron la menor concentración de NID en todas las

temporadas, donde se produjeron diferenciales con B del: 93% en O-I<sub>2016</sub>, 68% en Est<sub>2016-17</sub> y 89% en O-I<sub>2017</sub> (Cuadro 6), lo cual es atribuible a la capacidad extractiva de N por parte de Lm. Por otra parte, las PP de Tr en O-I<sub>2016</sub> generaron diferencias estadísticamente significativas entre los niveles de FN debido al N residual de la FN realizada en Est<sub>2015-16</sub>, obteniéndose que Tr-Tr<sub>(0N)</sub> se posiciona como valor intermedio, en tanto Tr-Tr<sub>(150N)</sub> se iguala a B (Cuadro 6); luego en las temporadas siguientes, las PP de Tr registraron valores intermedios y sin diferencias significativas entre ambas dosis de FN (Cuadro 6).

Con respecto al comportamiento estacional de las formas de N en B (Cuadro 6), es posible relacionarlo con la variación de la mineralización e inmovilización del N en el tratamiento. Salazar *et al.* (2020) señalan que el principal factor que afecta la mineralización neta en suelos bajo riego de zonas mediterráneas es la temperatura del suelo y que inclusive esto podría aumentar la mineralización en suelos con barbecho permanente en temporadas invernales; dicho esto, podemos relacionar el mayor registro de concentración de NID en la temporada O-I<sub>2016</sub> con las altas temperaturas promovidas en condiciones de invernadero. No obstante, la concentración de NID en los lixiviados de B disminuyó en la temporada estival siguiente y no se generaron diferencias estadísticamente significativas entre Est<sub>2016-17</sub> y O-I<sub>2017</sub>. Al respecto, Espinoza (2004) evaluó el comportamiento de la mineralización en un suelo ácido tropical en barbecho por 140 días y evidenció que, luego de 30 días, la tasa de mineralización se estabilizó en el tiempo, argumentando que dicha estabilización estaría relacionada con la protección de la MOS dentro de los macro agregados.

La introducción de PP de Lm produjo un cambio en el comportamiento estacional de la concentración promedio de NID en comparación al B, pero no así la FN (Cuadro 6). La mayor y menor concentración de NID registrada respectivamente en los periodos Est<sub>2016-17</sub> y O-I<sub>2017</sub>, puede atribuirse a las mayores temperaturas registradas en el periodo estival, que promovería una mayor tasa de mineralización. Por otra parte, las PP de Tr y la FN no causaron un cambio en la dinámica estacional de la concentración de NID respecto a B (Cuadro 6).

En el caso de la variable carga, la introducción de PP al sistema produjo una disminución del 70% de la carga total lixiviada de NID con respecto al barbecho permanente (Cuadro 6, Apéndice 4). Dichos resultados se explican a través de la correlación negativa entre la biomasa producida y la presente variable en análisis (Apéndice 6), donde la producción de biomasa en las PP estaría extrayendo el N presente en el suelo que ha sido producido por mineralización o aplicación de FN. Al igual que en el análisis de concentración total promedio, las PP de Lm presentaron valores de carga total de NID aún menores (90%) que Tr (50%) al compararse con el B (Cuadro 6). De la misma forma, la carga de NID está fuerte y positivamente correlacionada con la concentración promedio de NID (Apéndice 6), lo cual explicaría la diferencia de carga entre Lm y Tr. Sin embargo, el diferencial de carga total de NID entre Tr y B es un 14% superior a lo registrado en el diferencial de la concentración total promedio de NID, lo que podría explicarse por la forma de cálculo de la carga, que es el producto entre la concentración y la percolación. A pesar que en el Apéndice 6 no se evidencia correlación estadísticamente significativa entre carga y percolación, se puede observar que se generaron diferencias estadísticamente significativas entre B y Tr en la percolación (Cuadro 5). Por otra parte, no se evidenciaron diferencias estadísticamente significativas en el efecto de la FN (Apéndice 4).

De la misma forma que en la concentración de NID, tanto B y las PP de Lm registraron la mayor y menor carga de NID respectivamente en todas las temporadas evaluadas

(Cuadro 6). Por otra parte, no se observaron diferencias estadísticamente significativas en el factor FN en las PP de Tr en las 3 temporadas en evaluación (Cuadro 6), donde nuevamente la diferencia fue absorbida por la variable percolación. Así mismo, las PP de Tr obtuvieron valores intermedios entre B y Lm en O-I<sub>2016</sub>, se igualaron a las PP de Lm en Est<sub>2016-17</sub> y no arrojó diferencias estadísticamente significativas en O-I<sub>2017</sub> (Cuadro 6).

Al igual que en el análisis de concentración de NID, se puede observar que la introducción de PP de Lm al sistema produjo un cambio estacional de la carga de NID en comparación de B, pero no así la FN (Cuadro 6). El comportamiento estacional de NID estuvo relacionado al comportamiento descrito en la concentración de NID, es por esto que la variación de la carga de B y Lm-Lm<sub>(0N)</sub> están asociados a la variación de la tasa de mineralización según la temperatura. En el caso de Lm-Lm<sub>(0N)</sub>, a pesar de haber altas temperaturas registradas en O-I<sub>2016</sub>, la alta producción de biomasa y por lo tanto también de extracción (Cuadro 6) disminuyó la carga de NID lixiviada, a diferencia del B. En el caso de Tr, la variación de carga -a pesar de estar ligada con la tasa de mineralización- también se ve afectada por la incorporación de N mediante fijación en O-I<sub>2017</sub>.

Es por esto que, podemos asociar que el menor valor de carga de NID en los lixiviados está relacionada con la conjugación de los siguientes factores: i) presencia de cubierta vegetal; ii) CC: capacidad extractiva de N y adición de N por fijación y iii) disminución de la percolación asociada a una mayor cantidad de biomasa producida.

**Cuadro 6.** Concentración y carga promedio de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) del ensayo 1 en experimento 1.

Tratamiento	Concentración promedio de NID <sup>1</sup>										
	O-I 2016		Est 2016/17		O-I 2017		Total				
	----- mg L <sup>-1</sup> -----										
B	59,9 ± 5,0	a	A	20,6 ± 2,5	a	B	16,6 ± 1,9	a	B	32,9 ± 2,9	a
Lm-Lm <sub>(0N)</sub>	3,9 ± 0,7	c	AB	6,1 ± 2,5	c	A	1,5 ± 0,8	b	B	3,8 ± 3,3	c
Lm-Lm <sub>(150N)</sub>	4,6 ± 1,1	c	AB	7,0 ± 2,5	bc	A	2,1 ± 1,0	b	B	4,8 ± 3,3	c
Tr- Tr <sub>(0N)</sub>	37,1 ± 1,8	b	A	8,6 ± 2,5	bc	B	14,2 ± 4,8	a	B	19,8 ± 2,9	b
Tr-Tr <sub>(150N)</sub>	42,9 ± 5,7	a	A	12,6 ± 2,5	b	B	11,0 ± 4,6	ab	B	22,3 ± 2,9	b
<i>p-value</i> <sup>3</sup>	0,005		0,002		<0,0001		0,0003				
	Carga promedio de NID <sup>2</sup>										
	----- kg N ha <sup>-1</sup> -----										
B	155,6 ± 13,8	a	A	67,9 ± 13,6	a	B	42,9 ± 3,3	a	B	287,1 ± 32,4	a
Lm-Lm <sub>(0N)</sub>	4,5 ± 13,8	c	B	18,1 ± 5,4	b	A	3,8 ± 2,1	b	B	26,5 ± 4,3	c
Lm-Lm <sub>(150N)</sub>	7,8 ± 13,8	c		20,8 ± 12,3	b		4,7 ± 3,7	b		33,2 ± 9,9	c
Tr- Tr <sub>(0N)</sub>	83,8 ± 13,8	b	A	24,5 ± 8,0	b	B	31,9 ± 13,3	ab	B	140,2 ± 29,3	b
Tr-Tr <sub>(150N)</sub>	98,3 ± 13,8	b	A	18,1 ± 5,8	b	B	27,8 ± 13,3	ab	B	144,2 ± 31,1	b
<i>p-value</i>	<0,0001		0,027		<0,0001		<0,0001		<0,0001		

<sup>1</sup>2. Valores corresponden al promedio ± error estándar.

<sup>3</sup> *p-value* corresponde al efecto del factor tratamiento y temporada. Letras minúsculas diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos. Letras mayúsculas en sentido horizontal indican diferencias estadísticamente significativas entre temporadas ( $p < 0,05$ , LSD de Fisher).

**Ensayo 2.** La incorporación de cultivos cubierta a la rotación del maíz no produjo diferencias estadísticamente significativas con Zm-B en la concentración total promedio de NID (Apéndice 3). En relación a esto, en el Cuadro 7 se afirma que los CC no tienen estrecha relación con respecto a la generación de mayor o menor concentración promedio total de NID en los lixiviados, sino que más bien estarían asociados a los tratamientos en evaluación. Con relación a esto, se observa que Zm-B y Zm-Tr con mayor dosis de FN

(400 kg N ha<sup>-1</sup>) presentaron los mayores valores de concentración promedio (Cuadro 7). En el caso de Zm-B<sub>(400N)</sub>, es posible relacionar dicho comportamiento a la falta de vegetación en los periodos invernales, por lo que el N residual generado por la aplicación excesiva de FN no será retenido en el suelo. Así mismo, los altos valores de concentración de NID en Zm-Tr<sub>(400N)</sub>, además de poder estar relacionado con un mayor N residual en el suelo generado por la sobre fertilización, podría asociarse al aumento de N por la fijación de N de especies leguminosas. Por otra parte, las menores pérdidas en Zm-Lm<sub>(250N)</sub> y Zm-Lm+Tr<sub>(400N)</sub> (Cuadro 7) estarían asociadas a la mayor extracción de NID por el CC de Lm (Korsaeth *et al.*, 2003).

Respecto a la temporada O-I<sub>2016</sub>, todos los tratamientos la posicionaron como aquella estación que produjo la mayor concentración de NID en los lixiviados (Cuadro 7). Con relación a esto, se estima que las concentraciones registradas en dicho periodo estarían vinculadas con el N residual por la FN aplicada en Est<sub>2015-16</sub> y la tasa de mineralización en O-I<sub>2016</sub> (tal como se argumentó en Ensayo 1). Al mismo tiempo, como es mostrado en el Cuadro 7, en dicha temporada las mayores concentraciones de NID estuvieron asociadas al tratamiento Zm-Lm+Tr<sub>(250N)</sub> y las menores a Zm-Lm<sub>(250N)</sub>. La presente variable tiene una correlación fuerte y negativa con la biomasa promedio (Apéndice 7), la cual estaría explicando que, en ambos tratamientos, la mayor acumulación de biomasa (Cuadro 4) y la menor dosis de FN repercutió en una mayor retención del N residual presente en el suelo.

En el periodo Est<sub>2016-17</sub> (Cuadro 7), se encontró que todos los tratamientos cuya dosis de fertilización fue estimada bajo el método racional (250 kg N ha<sup>-1</sup>), registraron los menores valores de concentración de NID en sus lixiviados; al contrario, los tratamientos Zm-B y Zm-Tr con dosis de fertilización de 400 kg N ha<sup>-1</sup>, registraron los mayores valores de concentración de NID. En consecuencia, se produjeron diferenciales del 60% y 35% entre ambas dosis de FN en los tratamientos Zm-B y Zm-Tr, respectivamente.

Finalmente, en el periodo O-I<sub>2017</sub>, la variable se encuentra fuerte y negativamente correlacionada con la variable biomasa (Apéndice 7), por lo que las mayores concentraciones registradas en Zm-B y Zm-Tr, seguidos por Zm-Lm<sub>(400N)</sub> y por último Zm-Lm<sub>(250N)</sub> y Zm-Lm+Tr<sub>(400N)</sub>, responden al ranking de forma inversa al patrón mostrado por la biomasa. Es decir, a mayor biomasa producida, menor será la concentración de NID en los lixiviados.

Al considerar el comportamiento estacional de cada tratamiento (Cuadro 7) se puede concluir que el CC de Tr en la Rcc no generó cambios en el comportamiento estacional de NID respecto a Zm-B, por lo que las concentraciones promedio de NID registradas en Est<sub>2016-17</sub> y O-I<sub>2017</sub> no presentan diferencias estadísticamente significativas entre ellas y es menor a O-I<sub>2016</sub>. Esto sugiere que las pérdidas registradas en Est<sub>2016-17</sub> estén asociadas a la FN, tal como fue discutido anteriormente. Así mismo, las concentraciones generadas en O-I<sub>2017</sub> por ambos sistemas (Cuadro 7) no presentaron diferencias entre ambas dosis de FN; sin embargo, al no haber cubierta vegetal en Zm-B, el N residual producido en la temporada estival no se retendría en el suelo en la siguiente temporada invernal, propiciando así su lixiviación. En el caso de Zm-Tr, el N residual y la fijación de N en dicho periodo estaría generando concentraciones promedio similares a las de Est<sub>2016-17</sub>.

**Cuadro 7.** Concentración y carga promedio de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) del ensayo 2 en experimento 1.

Tratamiento	Concentración promedio de NID <sup>1</sup>							
	O-I 2016		Est 2016/17		O-I 2017		Total	
	----- mg L <sup>-1</sup> -----							
Zm-B (250 N)	41,9 ± 7,3	bc A	8,7 ± 1,0	b B	12,7 ± 0,3	a AB	28,9 ± 1,6	ab
Zm-B (400 N)	54,8 ± 7,3	ab A	21,7 ± 3,5	a B	13,9 ± 1,7	a B	34,4 ± 1,6	a
Zm-Lm(250 N)	30,9 ± 7,3	c A	9,8 ± 1,0	b B	0,8 ± 0,3	c C	15,1 ± 5,9	b
Zm-Lm(400 N)	51,5 ± 8,5	ab A	12,9 ± 5,5	ab B	1,9 ± 0,3	b C	25,8 ± 2,2	ab
Zm-Tr (250 N)	49,4 ± 7,3	ab A	12,4 ± 1,0	b B	17,5 ± 1,8	a B	27,8 ± 1,4	ab
Zm-Tr (400 N)	55,5 ± 8,5	ab A	19,0 ± 1,0	a B	11,1 ± 3,6	a B	36,7 ± 5,1	a
Zm-Lm+Tr (250 N)	71,1 ± 7,3	a A	9,1 ± 1,0	b B	1,3 ± 0,3	bc C	31,0 ± 2,6	ab
Zm-Lm+Tr (400 N)	49,2 ± 8,5	ab A	12,8 ± 3,5	ab B	1,1 ± 0,3	c C	17,5 ± 2,2	b
<i>p-value</i> <sup>3</sup>	0,04		<0,0001		<0,0001		0,005	
	----- Carga promedio de NID <sup>2</sup> -----							
	----- kg N ha <sup>-1</sup> -----							
Zm-B (250 N)	119,4 ± 20,3	ab A	23,9 ± 7,8	c B	28,1 ± 5,4	ab B	171,5 ± 21,5	a
Zm-B (400 N)	158,3 ± 16,2	a A	38,9 ± 9,8	ab B	32,7 ± 5,4	ab B	229,9 ± 21,5	a
Zm-Lm(250 N)	54,2 ± 20,3	c A	33,7 ± 5,3	bc A	1,3 ± 0,3	c B	89,1 ± 21,5	c
Zm-Lm(400 N)	101,3 ± 13,5	bc A	67,7 ± 13,7	a B	3,9 ± 1,7	c C	176,9 ± 21,5	a
Zm-Tr (250 N)	131,2 ± 10,0	ab A	45,0 ± 5,3	ab B	43,2 ± 5,1	a B	219,4 ± 21,5	a
Zm-Tr (400 N)	149,6 ± 11,5	a A	50,2 ± 5,3	a B	26,7 ± 5,4	b B	226,5 ± 24,8	a
Zm-Lm+Tr (250 N)	138,2 ± 20,3	ab A	26,7 ± 1,8	c B	2,8 ± 0,8	c C	167,8 ± 21,5	ab
Zm-Lm+Tr (400 N)	89,6 ± 18,7	bc A	25,1 ± 4,6	c B	2,2 ± 0,3	c C	116,9 ± 21,5	bc
<i>p-value</i>	0,007		0,003		<0,0001		0,0007	

<sup>1</sup> <sup>2</sup>. Valores corresponden al promedio ± error estándar.

<sup>3</sup> *p-value* corresponde al efecto del factor tratamiento y temporada. Letras minúsculas diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos. Letras mayúsculas en sentido horizontal indican diferencias estadísticamente significativas entre temporadas ( $p < 0,05$ , LSD de Fisher).

Siguiendo con el mismo análisis, las Rcc, con Lm –Zm-Lm y Zm-Lm+Tr- sí generaron un cambio en el comportamiento estacional en la concentración de NID respecto a la de Zm-B (Cuadro 7). En dichas Rcc, los valores medios de concentración de NID ocurren en Est<sub>2016-17</sub> y los menores en O-I<sub>2017</sub>, diferencia que podría asociarse a la aplicación de FN en Est<sub>2016-17</sub>, la cual estaría generando N residual y por lo tanto mayores concentraciones de NID en los lixiviados. A diferencia de lo observado en Zm-B y Zm-Tr, los CC con Lm registraron una disminución promedio del 83% en la concentración de NID en O-I<sub>2017</sub> (Cuadro 7). Dicho efecto está relacionado con la capacidad extractiva de NI de Lm (como fue señalado anteriormente), que en conjunto a una menor tasa de mineralización producida por las temperaturas invernales, generaron una disminución sobre el 50% de NID en los lixiviados de O-I<sub>2017</sub>.

Al analizar la variable carga de NID, se obtuvo que las Rcc en su conjunto no obtienen diferencias estadísticamente significativas (Cuadro 7), contrario a lo evidenciado en la prueba de contrastes del Apéndice 4, que establece una diferencia del 17% entre las Rcc y Zm-B. Dicha diferencia entre los análisis radica en que la Rcc Zm-Tr no logró generar diferencias estadísticamente significativas con Zm-B (Cuadro 7), lo que estaría explicado, como se mencionó anteriormente, por la fuente del N utilizado por las especies



leguminosas, por lo que el N residual aportado de la FN estaría propenso a lixivarse. Es por esto que, el tratamiento que pudo reducir en una magnitud significativa la carga de NID fue Zm-Lm<sub>(250N)</sub>, dicha Rcc generó una disminución del 44% de la carga total de NID registrada por Zm-B (Cuadro 7). Por último, las Rcc de Lm+Tr se diferenciaron del Zm-B (Cuadro 7), con una carga de NID 29% menor. De igual forma, los resultados expuestos concuerdan con el trabajo de Tonitto *et al.* (2006), quienes exponen que la utilización de un cultivo CC no leguminosa pueden disminuir la lixiviación de N en un 40-70% en comparación a un cultivo principal + barbecho. Adicionalmente, Gabriel *et al.* (2012) obtuvieron que los CC de gramíneas disminuyeron en mayor medida que aquellos de leguminosa la lixiviación de N, al compararlo con el barbecho.

Por otra parte, al evaluar el efecto de la fertilización, el análisis resultó no ser estadísticamente significativo ( $p\text{-value}>0,05$ ) (Apéndice 4). Sin embargo, en el Cuadro 7 se puede observar que sí hubo efecto FN en Zm-Lm, donde la dosis de 250 kg N ha<sup>-1</sup> obtuvo menor carga de NID que la dosis de 400 kg N ha<sup>-1</sup>.

Según se muestra el Cuadro 7, el tratamiento Zm-Lm<sub>(250N)</sub> fue aquel que registró la menor carga de NID en todas las temporadas en evaluación. Así mismo, el posicionamiento de los tratamientos en las distintas temporadas estuvo explicado mediante la correlación fuerte y negativa entre la presente variable y la biomasa producida. En el periodo O-I<sub>2016</sub>, la mayor carga de NID se registró en los tratamientos Zm-B y Zm-Tr, con dosis 400 kg N ha<sup>-1</sup>. Luego, en Est<sub>2016-17</sub> Zm-Tr<sub>(400N)</sub> sigue registrando las mayores pérdidas de NID, junto a Zm-Lm<sub>(400N)</sub>, en tanto Zm-B<sub>(250N)</sub> con Zm-Lm+Tr se unen a los menores registros de la variable. Finalmente, en O-I<sub>2017</sub>, la rotación Zm-Tr<sub>(250N)</sub> registró los mayores valores de carga de NID, seguido por el tratamiento Zm-Tr<sub>(400N)</sub>; por otra parte, los tratamientos Zm-B no generaron diferencias estadísticamente significativas con relación a los tratamientos mencionados anteriormente, pero sí con los tratamientos Zm-Lm y Zm-Lm+Tr, que se definen como la agrupación con menores valores de carga de NID.

Respecto al comportamiento estacional de la carga de NID (Apéndice 2), ésta se encuentra fuerte y positivamente correlacionada con la concentración de NID (Apéndice 7). Nuevamente se puede asociar los mayores valores registrados por todos los tratamientos en la carga de NID en el periodo O-I<sub>2016</sub> (Apéndice 2), a las cantidades de N residual producidos por Est<sub>2015-16</sub>. Siguiendo con el análisis estacional, la introducción de CC de Tr no obtuvo diferencias con la dinámica estacional de B (Cuadro 7), por lo que ambos sistemas registraron las menores cargas durante los periodos Est<sub>2016-17</sub> e O-I<sub>2017</sub>. Esto quiere decir que, en el caso de las Rcc de Tr, dicho CC en O-I<sub>2017</sub> no logró disminuir la carga de NID producida por Zm en Est<sub>2016-17</sub>.

Finalmente, la introducción de CC con Lm cambió la dinámica estacional de la carga de NID con respecto a Zm-B y Zm-Tr (Cuadro 6). Al igual que el análisis realizado en la variable concentración de NID, dicho tratamiento logró disminuir la carga de NID en la temporada siguiente (O-I<sub>2017</sub>) al establecimiento del maíz (Cuadro 6). Con relación a esto, los tratamientos registraron una la disminución en la carga promedio del 95% en Zm-Lm y del 91% en Zm-Lm+Tr. Es por esto que, podemos asociar que el menor valor de concentración y carga de NID en los lixiviados está relacionada con la conjugación de los siguientes factores: i) presencia de cubierta vegetal; ii) N residual y mineralización; iii) CC: capacidad extractiva de N y adición de N por fijación.

#### 7.8.4 Nitrógeno orgánico disuelto

**Ensayo 1.** Contrario a lo reportado por Leimer *et al.* (2018), las praderas de leguminosa (Tr) presentaron menor concentración total promedio de NOD que Lm (Cuadro 8, Apéndice 3), generándose un diferencial del 87% entre ellos. El comportamiento registrado puede ser explicado por la relación C:N de los rastrojos de Tr y Lm incorporados al sistema. Brady y Weil (1996) señalan que a mayor relación C:N hay una mayor cantidad de lignina que proteínas asociadas al NOD presente en los rastrojos incorporados. Junto a esto, Jones *et al.* (2004) establecen que el NOD puede ser dividido en dos reservorios funcionales: el NOD de ciclo rápido y que por lo tanto no es almacenado en el suelo -LMW-NOD (Low Molecular Weight o de bajo peso molecular-NOD), que incluye a los aminoácidos libres y proteínas, y el NOD de ciclo lento -HMW-NOD (High Molecular Weight o de alto peso molecular- NOD), que incluye los ácidos húmicos y fúlvicos, resistentes al ataque de microorganismos y que, en consecuencia, representan la mayor pérdida de NOD en aguas frescas. Dicho esto, los residuos generados de Lm tienen una mayor relación C:N comparado a las especies fabáceas (Kramberger *et al.*, 2009), por lo que la proporción de HMW-NOD incorporados al sistema por Lm es mayor al de Tr. Por lo tanto, al presentar resistencia al ataque de los microorganismos presentes en el suelo, éste quedaría libre para ser arrastrado por las cargas de agua aplicadas, aumentando la concentración de NOD en los lixiviados de Lm. Adicionalmente a la mayor proporción de LMW-NOD en Tr, los CC de leguminosa tienden a aumentar la biomasa microbiana del suelo, la cual estaría utilizando parte del NOD y por lo tanto disminuyendo la lixiviación de este.

Dicho lo anterior, se evidenció que la concentración promedio total de NOD se encuentra correlacionada fuerte y negativamente con la concentración de NID (Apéndice 6), que explicaría el diferencial del 96% producido entre Lm y B (Cuadro 8). De este modo, la predominancia de los procesos de mineralización y la falta de incorporación de residuos orgánicos en B, pudieron haber causado la disminución del *pool* de NO del suelo. Sin embargo, a diferencia de lo evidenciado en la concentración de NID, Tr no presentó diferencias estadísticamente significativas con B (Cuadro 8), que estarían relacionadas con la relación C:N de los residuos de Tr, tal como fue justificado anteriormente.

Finalmente, en el presente estudio la FN no obtuvo diferencias estadísticamente significativas con los tratamientos sin FN (Cuadro 8, Apéndice 3). Dicho resultado dista de la relación entre la aplicación de fertilizantes y la disminución de biomasa microbiana establecida por Treseder (2008), la cual implicaría que aquellos tratamientos con FN, al disminuir su actividad microbiana, aumentarían el NOD disponible a ser lixiviado. Es por esto que, nuevamente se puede afirmar que la concentración total promedio de NOD en los lixiviados depende más bien del CC y su relación C:N.

Al igual que el periodo total, la temporada O-I<sub>2016</sub> (Cuadro 8) las PP de Lm presentaron los mayores valores de concentración de NOD. Sin embargo, en las siguientes temporadas -Est<sub>2016-17</sub> y O-I<sub>2017-</sub>, Tr-Tr<sub>(150N)</sub> se posicionó como aquel tratamiento con mayores pérdidas de NOD, lo cual estuvo correlacionado a una mayor producción de biomasa (Cuadro 4, Apéndice 6). Tr-Tr<sub>(0N)</sub> junto a B presentaron los menores valores de NOD, donde la menor concentración registrada en Tr-Tr<sub>(0N)</sub> respondería al efecto FN.

En el análisis temporal, la introducción de PP generó cambios en la dinámica estacional de la concentración promedio de NOD en comparación al B (Cuadro 8). Según se observa en el Apéndice 1, la FN estaría ejerciendo un papel en el cambio de la dinámica en Tr-

Tr<sub>(150N)</sub> al acelerar la tasa de descomposición del residuo, identificando así al periodo estival como aquel de mayor concentración de NOD. En el caso de Lm y Tr-Tr<sub>(ON)</sub>, presentaron el mismo comportamiento estacional, donde la mayor concentración registrada ocurre en O-I<sub>2016</sub>. En el caso de Lm, la concentración de NOD en O-I<sub>2016</sub> estaría explicada por la correlación positiva entre la concentración de NOD y la biomasa (Apéndice 6); así mismo, a pesar que no existe correlación estadísticamente significativa entre la concentración de NOD y la biomasa en Est<sub>2016-17</sub> y O-I<sub>2017</sub> (Apéndice 6), en el Apéndice 1 se observa que la tendencia se mantiene. Con respecto a Tr-Tr<sub>(ON)</sub>, la mayor lixiviación registrada en O-I<sub>2016</sub> puede estar relacionada por la dominancia de los procesos de mineralización, si bien los microorganismos estarían transformando el NO a formas inorgánicas, para esta acción estarían utilizando el LMW-NOD, aumentando el pool disponible de HMW-NOD, el cual estaría aumentando la concentración de NOD en los lixiviados. Luego, los procesos que estuvieron relacionados a la lixiviación en las siguientes temporadas, no lograron igualar o superar la concentración generada en O-I<sub>2016</sub>. Por último, la mayor concentración registrada en Est<sub>2016-17</sub> en B, puede estar relacionada a la dominancia de procesos de inmovilización, donde el NI es transformado a NO, aumentando el *pool* de NO en la solución suelo.

**Cuadro 8.** Concentración y carga de nitrógeno orgánico disuelto (NOD) del ensayo 1 en experimento 1.

Tratamiento	Concentración promedio de NOD <sup>1</sup>			
	O-I <sub>2016</sub>	Est <sub>2016-17</sub>	O-I <sub>2017</sub>	Total
	----- mg L <sup>-1</sup> -----			
B	0,1 ± 3,7 c B	1,6 ± 0,4 b A	0 ± 0,6 b B	0,53 ± 0,5 b
Lm-Lm <sub>(ON)</sub>	29 ± 3,7 b A	1,5 ± 0,5 bc B	0,23 ± 0,6 b B	10,35 ± 0,5 a
Lm-Lm <sub>(150N)</sub>	44,1 ± 3,7 a A	0,4 ± 0,4 c B	0,15 ± 0,6 b B	15,01 ± 2,5 a
Tr- Tr <sub>(ON)</sub>	3,2 ± 3,7 c A	0,4 ± 0,5 c B	0,02 ± 0,6 b B	1,2 ± 0,7 b
Tr-Tr <sub>(150N)</sub>	2,3 ± 3,7 c AB	3,7 ± 0,5 a A	0,5 ± 0,6 a B	2,0 ± 0,7 b
<i>p-value</i> <sup>3</sup>	<0,0001	0,004	0,0009	0,0007
	Carga promedio de NOD <sup>2</sup>			
	----- kg N ha <sup>-1</sup> -----			
B	0,09 ± 0,09 c B	4,44 ± 1,6 a A	0,0 ± 0,0 b B	4,53 ± 3,2 b
Lm-Lm <sub>(ON)</sub>	39,4 ± 8,5 b A	5,06 ± 1,6 a B	0,5 ± 0,3 ab B	45 ± 6,9 a
Lm-Lm <sub>(150N)</sub>	75,2 ± 12,6 a A	1,13 ± 1,6 ab B	0,45 ± 0,2 ab B	76,8 ± 12,9 a
Tr- Tr <sub>(ON)</sub>	5,0 ± 2,6 c A	0,01 ± 1,6 b B	0,02 ± 0,01 b B	5,1 ± 3,2 b
Tr-Tr <sub>(150N)</sub>	4,1 ± 3,7 c	2,37 ± 1,9 ab	0,8 ± 0,3 a	7,3 ± 3,2 b
<i>p-value</i>	0,0006	0,15	0,03	0,0007

<sup>1,2</sup>. Valores corresponden al promedio ± error estándar.

<sup>3</sup> *p-value* corresponde al efecto del factor tratamiento y temporada. Letras minúsculas diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos. Letras mayúsculas en sentido horizontal indican diferencias estadísticamente significativas entre temporadas ( $p < 0,05$ , LSD de Fisher).

En lo que se refiere a la carga promedio total de NOD, se registró que al introducir PP de Lm, la carga de NOD aumentó un 91% en relación con B y Tr (Cuadro 8). El factor más importante que estaría modelando la carga de NOD corresponde a la concentración de NOD (Apéndice 6), dado que a pesar de que B presentó la mayor percolación (Cuadro 6) ésta no se tradujo en un mayor valor de la variable. Es por ello por lo que la mayor carga de NOD estaría directamente asociada con el tipo de NOD (LMW o HMW) que es incorporado al suelo y la dominancia de los procesos de mineralización. En relación con el efecto de la FN (Cuadro 8, Apéndice 4), no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos con y sin FN ( $p\text{-value} > 0,05$ ).

Al poner en evaluación el desempeño de los tratamientos en las distintas temporadas (Cuadro 8), se puede observar en el Apéndice 6 que existe una correlación fuerte y positiva entre la presente variable y la concentración de NOD. Es por esto que, el posicionamiento de los tratamientos es igual al observado en la variable concentración de NOD (Cuadro 8), a excepción de la temporada Est<sub>2016-17</sub>, en que el efecto del tratamiento sobre la variable resultó ser estadísticamente no significativo ( $p\text{-value}>0,05$ ). Nuevamente el valor de NOD registrado dependerá de la cantidad y calidad de biomasa producida.

Siguiendo el mismo análisis para la variable carga de NOD (Cuadro 8), la introducción de PP de Lm y Tr-Tr(0N) generaron una dinámica estacional distinta al B, en que la introducción de cultivos presentó la mayor carga de NOD en O-I<sub>2016</sub> y las menores cargas Est<sub>2016-17</sub> y O-I<sub>2017</sub>, a diferencia del B, donde las mayores y menores cargas fueron registradas en Est<sub>2016-17</sub> y periodos invernales respectivamente. Al estar la variable fuerte y positivamente relacionada con la concentración de NOD (Apéndice 6), es que el comportamiento de PP de Lm y Tr estuvieron relacionados con la tasa de mineralización en O-I<sub>2016</sub>; y en el caso de B a los procesos de inmovilización en Est<sub>2016-17</sub>.

**Ensayo 2.** Contrario a lo expuesto en el análisis de contrastes del Apéndice 3, en el Cuadro 9 se puede ver que no existe efecto CC, sino que más bien los tratamientos Zm-Lm<sub>(250N)</sub> y Zm-Lm+Tr<sub>(400N)</sub> en su conjunto registraron los mayores valores de concentración de NOD en el periodo total. Dichas concentraciones generaron un diferencial con Zm-B del 81%. A pesar que ambos residuos generados por Zm-B y Rcc de Lm tienen una alta relación C:N y por lo tanto una mayor porción de HMW-NOD en ellos, el diferencial entre ambos sistemas estarían relacionados con la cantidad de biomasa producida en el total del periodo (Apéndice 7), en que las Rcc con Lm superaron a Zm-B (Cuadro 4). A pesar de esto, Zm-Tr no obtuvo diferencias estadísticamente significativas con Zm-B (Cuadro 9), por lo que se puede presumir que la mayor proporción de LMW-NOD en los residuos vegetales incorporados de Tr (tal como fue expresado en el Ensayo 1), favorecerían procesos de inmovilización de NOD; junto a esto, se ha registrado que los CC transforman formas inorgánicas de N lábiles a orgánicas más estables, tales como NOS y MOS (Restovich *et al.*, 2019), lo cual estaría protegiendo las formas orgánicas de N. En el caso de Zm-B, estarían dominando los procesos de mineralización, los cuales disminuyen el *pool* de NOD en el suelo al utilizarse dicha forma de N en la producción de NI, lo cual puede ser corroborado con la correlación fuerte y negativa (Apéndice 7) entre la concentración promedio total de ambas formas de N. Así mismo, la concentración total promedio de NOD producida por Zm-Tr fue 63% menor a las de las Rcc con Lm (Apéndice 3); dicha diferencia puede ser explicada mediante la producción superior de biomasa total de las Rcc con Lm respecto a la de Zm-Tr (Apéndice 2), en conjunto a la mayor proporción de HMW-NOD presente en los rastrojos incorporados de Rcc con Lm.

Finalmente, contrario a lo esperado, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las dosis de FN 250 y 400 kg N ha<sup>-1</sup> (Apéndice 3).

De misma forma que en el periodo total de estudio, las temporadas en que se encuentran establecidos los CC (invernales) asociaron los tratamientos Zm-B y Zm-Tr a los menores valores de concentración de NOD promedio del ensayo (Cuadro 9). En O-I<sub>2016</sub> (Cuadro 9) dichos tratamientos estuvieron acompañados por Zm-Lm<sub>(400N)</sub> y Zm-Lm+Tr<sub>(250N)</sub>, en tanto Zm-Lm<sub>(250N)</sub> y Zm-Lm+Tr<sub>(400N)</sub> registraron la mayor concentración de NOD. Dicho lo anterior, podemos observar diferencias entre las dosis de FN en los tratamientos Zm-

Lm y Zm-Tr (Cuadro 9), donde el menor valor de Zm-Lm<sub>(400N)</sub> estaría dado, de acuerdo a la Figura 2, a la mayor biomasa producida en Est<sub>2015-16</sub>. Así mismo, en el caso de Zm-Lm+Tr, se observó el efecto de la FN, que al combinar la mayor producción de biomasa (Cuadro 4) y la mayor dosis de FN se tradujo en una alta concentración de NOD en los lixiviados.

En relación a O-I<sub>2017</sub>, este periodo se diferenció de O-I<sub>2016</sub> debido a que se registró un cambio entre los tratamientos Zm-Lm+Tr, donde se identificó a Zm-Lm+Tr<sub>(250N)</sub> como aquel con mayor concentración de NOD (Cuadro 9). A pesar de que en la Figura 2b se observa que la biomasa del periodo anterior (Est<sub>2016-17</sub>) no estaría influenciando la concentración del presente periodo, en el Cuadro 4 podemos ver que el tratamiento en evaluación presentó la mayor biomasa producida – por lo tanto, mayor cantidad de residuos vegetales- repercutiendo en los valores de concentración de Zm-Lm+Tr. Finalmente, en Est<sub>2016-17</sub> (Cuadro 9) -temporada en la que está establecido el maíz- la mayor concentración de NOD estuvo asociada a Zm-Lm<sub>(400N)</sub>, que presenta una mayor proporción de HMW-NOD en los rastrojos incorporados y la dosis más alta de FN. Así mismo, la agrupación Zm-Tr<sub>(250N)</sub> y Zm-Lm+Tr registró los menores valores de concentración de NOD, los cuales estarían relacionado con el tipo de residuo incorporado al suelo, que en este caso corresponden a residuos con alta proporción de LMW-NOD.

**Cuadro 9.** Concentración y carga de nitrógeno orgánico disuelto (NOD) del ensayo 2 en experimento 1.

Tratamiento	Ensayo 2							
	Concentración promedio de NOD <sup>1</sup>							
	O-I <sub>2016</sub>		Est <sub>2016/17</sub>		O-I <sub>2017</sub>		Total	
	----- mg L <sup>-1</sup> -----							
Zm-B <sub>(250N)</sub>	0,7 ± 2,7	b AB	1,7 ± 0,7	b A	0 ± 0,1	b B	0,8 ± 1,0	b
Zm-B <sub>(400N)</sub>	1,4 ± 0,9	b AB	2,0 ± 0,9	ab A	0 ± 0,1	b B	1,5 ± 1,0	b
Zm-Lm <sub>(250N)</sub>	14,5 ± 1,3	a A	1,9 ± 0,7	ab B	0,7 ± 0,5	ab B	5,9 ± 1,0	a
Zm-Lm <sub>(400N)</sub>	1,1 ± 0,9	b B	2,3 ± 0,6	a A	0,7 ± 0,4	ab B	1,8 ± 1,0	b
Zm-Tr <sub>(250N)</sub>	3,1 ± 2,8	b A	1,7 ± 0,7	b A	0 ± 0,1	b B	1,8 ± 1,0	b
Zm-Tr <sub>(400N)</sub>	1,3 ± 2,6	b A	2,0 ± 0,7	ab A	0 ± 0,1	b B	1,2 ± 1,0	b
Zm-Lm+Tr <sub>(250N)</sub>	3,4 ± 2,6	b A	1,6 ± 0,7	b B	1,2 ± 0,3	a B	2,0 ± 1,0	b
Zm-Lm+Tr <sub>(400N)</sub>	17,3 ± 4,8	a A	1,2 ± 0,7	b B	0,4 ± 0,1	b B	6,4 ± 1,0	a
<i>p-value</i> <sup>3</sup>	0,005		0,007		0,002		0,003	
	----- Carga promedio de NOD <sup>2</sup> -----							
	----- kg N ha <sup>-1</sup> -----							
Zm-B <sub>(250N)</sub>	1,2 ± 1,2	b AB	1,9 ± 0,9	b A	0 ± 0,1	b B	3,1 ± 1,4	b
Zm-B <sub>(400N)</sub>	1,0 ± 1,7	b B	4,5 ± 0,9	ab A	0 ± 0,1	b B	5,5 ± 2,5	b
Zm-Lm <sub>(250N)</sub>	12,5 ± 0,2	a A	2,9 ± 0,9	ab B	1,1 ± 0,9	ab B	15,6 ± 2,8	a
Zm-Lm <sub>(400N)</sub>	3,2 ± 3,0	b AB	7,3 ± 2,4	a A	0,7 ± 0,2	ab B	11,9 ± 2,2	ab
Zm-Tr <sub>(250N)</sub>	5,9 ± 5,1	ab A	4 ± 2,1	ab A	0 ± 0,2	b B	9,9 ± 7,5	ab
Zm-Tr <sub>(400N)</sub>	2,8 ± 3,0	b A	2,3 ± 2,4	ab A	0 ± 0,2	b B	5,1 ± 3,0	b
Zm-Lm+Tr <sub>(250N)</sub>	1,4 ± 1,4	b B	4,7 ± 2,4	ab A	1,6 ± 0,4	a B	7,7 ± 2,8	b
Zm-Lm+Tr <sub>(400N)</sub>	13,9 ± 1,7	a A	4,5 ± 2,1	ab B	0,5 ± 0,1	ab C	18,9 ± 1,4	a
<i>p-value</i> <sup>3</sup>	<0,0001		0,003		0,001		0,0002	

<sup>1,2</sup>. Valores corresponden al promedio ± error estándar.

<sup>3</sup> *p-value* corresponde al efecto del factor tratamiento y temporada. Letras minúsculas diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos. Letras mayúsculas en sentido horizontal indican diferencias estadísticamente significativas entre temporadas ( $p < 0,05$ , LSD de Fisher).

Al analizar el ranking de las temporadas para la variable concentración de NOD en los distintos tratamientos (Apéndice 2), éstas pueden explicarse mediante la relación entre las fuentes de NOD y los efectos de dos variables: (a) “Rhizosphere Priming Effect (RPE)” y (b) Cantidad de MO incorporada por los CC.

(a) El RPE, definido como la estimulación o supresión de la descomposición de la MOS por raíces vivas y organismos asociados de la rizosfera en comparación con la descomposición de MOS de los suelos sin raíces bajo las mismas condiciones ambientales (Cheng *et al.*, 2014), definió la dinámica de Zm-B, donde las mayores y menores concentraciones de NOD estuvieron asociadas a las temporadas Est<sub>2016-17</sub> y O-I<sub>2017</sub>, respectivamente (Cuadro 9). El establecimiento y crecimiento radicular del maíz en Est<sub>2016-17</sub>, estaría asociándose a dos hipótesis del RPE: 1) Destrucción de agregados: dicha acción expuso la MOS lábil que anteriormente estaba protegida del ataque microbiano (Six *et al.*, 2000); 2) Activación microbiana: los RPE pueden asociarse con una mayor biomasa (Kuzyakov, 2010) y actividad microbiana (Zhu *et al.*, 2014). Debido a esto, se puede deducir que el RPE producido sobre la MOS en Est<sub>2016-17</sub>, repercutió en la liberación de NOD que antes era parte de la MOS, dejándolo propenso a lixiviarse; por otra parte, dada la falta de competencia planta-microorganismos por las fuentes de N en O-I<sub>2017</sub>, el NOD restante sería inmovilizado por los microorganismos presentes en el suelo, traduciéndose en menores concentraciones en los lixiviados.

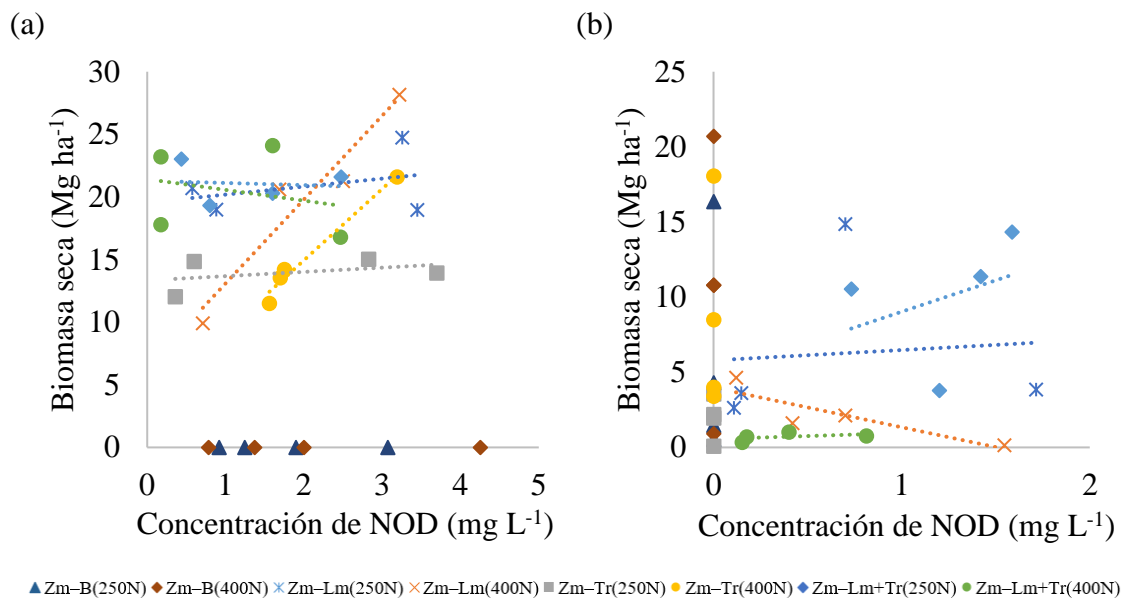
(b) La variable cantidad de MO incorporada por las Rcc estuvo asociada al origen temporal de ésta, la cual pudo dividirse en 3 grupos:

b.i) Biomasa del periodo anterior: al analizar la dinámica de Zm-Lm<sub>(400N)</sub>, se obtuvo que el mayor y menor registro de concentración de NOD ocurre en Est<sub>2016-17</sub> y a los periodos invernales respectivamente (Cuadro 9). Patkowska *et al.* (2016), evidenciaron que los CC no leguminosa modificaron la estructura microbiana del suelo, produciendo un mayor desarrollo de hongos y bacterias -especies que atacan formas más recalcitrantes de N o HMW-NOD- en comparación con CC leguminosa. Los rastrojos incorporados en el presente tratamiento, tienen una alta relación C:N, por lo que la estructura microbiana se mantiene “constante” de una temporada a otra. Entonces, descartando el factor capacidad de la estructura microbiana de atacar los rastrojos incorporados, quedaría como variable principal la cantidad de biomasa y, por lo tanto, rastrojo producido en la temporada anterior, lo cual estaría sustentado por la Figura 2, la cual mostró valores de R<sup>2</sup> entre biomasa y concentración de NOD del 91% en O-I<sub>2016</sub>/Est<sub>2016-17</sub> y del 75% en Est<sub>2016-17</sub>/O-I<sub>2017</sub>. Así mismo, cabe destacar que se ha evidenciado que la aplicación de FN tiene un efecto negativo en la actividad y biomasa microbiana (Treseder, 2008). Finalmente, los valores de concentración de NOD en Est<sub>2016-17</sub> e invierno estarían asociados a la disminución y aumento de la biomasa microbiana, asociados a la FN y a la mayor inmovilización, respectivamente.

b.ii) Biomasa producida en el periodo de evaluación: Al analizar la dinámica de Zm-Lm<sub>(250N)</sub> y Zm-Lm+Tr, se registró que las mayores concentraciones se produjeron en O-I<sub>2016</sub> y las menores en Est<sub>2016-17</sub> y O-I<sub>2017</sub> (Cuadro 9). Al presentar la misma dinámica estacional que las observadas en el caso de biomasa y no haber relación lineal entre biomasa y concentración en O-I<sub>2016</sub>/Est<sub>2016-17</sub> y en Est<sub>2016-17</sub>/O-I<sub>2017</sub> (Figura 2), la hipótesis a barajar es que, al haber un mayor registro de biomasa aérea, habrá mayor biomasa radical y por lo tanto mayor RPE.

b.iii) Biomasa temporal mixta: al analizar la dinámica de Zm-Tr, se obtuvo que el mayor registro de concentración de NOD ocurrió en los periodos O-I<sub>2016</sub> y Est<sub>2016-17</sub> y el menor

en O-I<sub>2017</sub> (Cuadro 9). Debido al alto nivel de N residual ya descrito en O-I<sub>2016</sub> y la aplicación de FN en Est<sub>2016-17</sub>, es que en ambos periodos la biomasa y actividad microbiana disminuyó por la cantidad de N inorgánico en el sistema. Así también, la Figura 2a muestra que en el caso de Zm-Tr<sub>(400N)</sub> existe relación lineal positiva entre biomasa O-I<sub>2016</sub> y concentración Est<sub>2016-17</sub>. Por otra parte, los valores de concentración registrados en Est<sub>2016-17</sub> también pueden asociarse al RPE en una profundidad aún mayor a los CC, debido a la acción exploratoria de las raíces de maíz. Finalmente, en O-I<sub>2017</sub> el establecimiento de CC de Tr no obtuvo relación lineal con la biomasa de Est<sub>2016-17</sub> (Figura 2b). No obstante, se registró una disminución del 100% de la concentración de NOD (Cuadro 9), lo cual fue generado a partir de una mayor actividad y cambios en la estructura microbiana, que favorecieron el crecimiento de la población de bacterias y *actinomyces* (Muhammad *et al.*, 2021), las cuales fueron inmovilizando el LMW-NOD que fue quedando libre luego de la acción de la población de hongos ya presentes en el suelo, asociados al establecimiento y posterior incorporación de los rastrojos de maíz.



**Figura 2.** Regresión lineal entre biomasa y concentración de NOD del Ensayo 2. (a) Biomasa O-I<sub>2016</sub> y concentración de NOD Est<sub>2016-17</sub>. (b) Biomasa Est<sub>2016-17</sub> y concentración de NOD O-I<sub>2017</sub>. Ecuación de la recta y coeficiente de determinación ( $R^2$ ) de acuerdo con los tratamientos evaluados: Zm-B(250N): (a) S/R (b) S/R. Zm-B(400N): (a) S/R (b) S/R. Zm-Lm(250N): (a)  $y=0,64x+19,55$ ;  $R^2=0,12$ ; (b)  $y=0,69x+5,79$ ;  $R^2=0,08$ . Zm-Lm(400N): (a)  $y=6,69x+6,39$ ;  $R^2=0,91$  (b)  $y=-2,64x+3,98$ ;  $R^2=0,75$ . Zm-Tr(250N): (a)  $y=0,34x+13,34$ ;  $R^2=0,16$  (b) S/R. Zm-Tr(400N): (a)  $y=5,7x+3,53$ ;  $R^2=0,97$  (b) S/R. Zm-Lm+Tr(250N): (a)  $y=0,72x+21,29$ ;  $R^2=0,08$ ; (b)  $y=4,18x+4,85$ ;  $R^2=0,12$ . Zm-Lm+Tr(400N): (a)  $y=-0,85x+21,42$ ;  $R^2=0,07$ ; (b)  $y=0,4x+0,56$ ;  $R^2=0,19$ .

Respecto a la carga promedio total de NOD, las Rcc no generaron diferencias estadísticamente significativas con Zm-B (Cuadro 9, Apéndice 4). De misma forma, tampoco se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las dosis de FN (Apéndice 4). Sin embargo, en el Cuadro 9 se pueden establecer asociaciones importantes dentro del periodo en evaluación. Tal como se observa en el Apéndice 4, existe una correlación fuerte y positiva entre la presente variable y la concentración promedio total de NOD, lo que da pie para establecer que el mayor valor de carga, asociado a Zm-Lm<sub>(250N)</sub> y Zm-Lm+Tr<sub>(400N)</sub>, estuvo modelado por RPE causados por el mayor crecimiento de biomasa aérea y radicular, como también la mayor porción de HMW-NOD en los

rastrojos de alta relación C:N. Así también, se pudo observar que existió efecto de la FN al posicionarse Zm-Lm-Tr<sub>(250N)</sub> con aquellos tratamientos que representaron las menores pérdidas por lixiviación -Zm-B y Zm-Tr<sub>(400N)</sub>- lo cual se tradujo en una disminución del 59% con Zm-Lm+Tr<sub>(400N)</sub>, explicado por la mayor actividad y biomasa de los microorganismos presentes en el suelo por el tratamiento de menor dosis de FN. Finalmente al analizar los otros tratamientos que se encuentran en la menor posición del ranking (Cuadro 9), se puede establecer nuevamente que es la calidad (relación C:N) y la cantidad de biomasa incorporada de rastrojos de CC uno de los factores principales que modelaría la pérdida de NOD, representado por Zm-Tr<sub>(400N)</sub> que disminuyó las pérdidas a través de la inmovilización. Adicionalmente, el posicionamiento de Zm-B, estaría reflejando que la RPE y subsecuente inmovilización no generaron grandes pérdidas de NOD al compararse con las Rcc.

Con relación a las pérdidas de NOD en O-I<sub>2016</sub> (Cuadro 9), éste estuvo la misma disposición del ranking que el análisis de concentración de NOD, lo cual se refleja en la correlación alta y positiva entre ambas variables (Apéndice 7). Es por esto que la mayor lixiviación de NOD estaría asociada al tratamiento Zm-Lm<sub>(250N)</sub> y Zm-Lm+Tr<sub>(400N)</sub>; y la menor a Zm-B, Zm-Lm<sub>(400N)</sub>, Zm-Tr<sub>(400N)</sub> y Zm-Lm+Tr<sub>(250N)</sub>. Es decir, los elementos que estuvieron determinando la mayor o menor carga de NOD estarían relacionados nuevamente con la calidad y cantidad de biomasa producida, como también la incorporada como rastrojo; así también, la FN jugó un papel en Zm-Lm+Tr<sub>(400N)</sub> al disminuir la actividad biológica y generar mayor lixiviación.

Al igual que O-I<sub>2016</sub>, la temporada O-I<sub>2017</sub> obtuvo el mismo posicionamiento de los tratamientos que el análisis de la concentración de NOD, acogiéndose nuevamente a la alta y positiva correlación entre ellos (Apéndice 7), donde nuevamente la mayor lixiviación de NOD estuvo asociada a la mayor cantidad de rastrojo incorporado de la temporada anterior (Cuadro 9). Finalmente, en el periodo Est<sub>2016-17</sub> (Cuadro 9) -donde está establecido el cultivo principal-, la menor carga de NOD fue registrada en Zm-B<sub>(250N)</sub>, lo cual estaría relacionado con el efecto RPE del establecimiento del cultivo, sin tener incorporación de rastrojos. Por otra parte, se identificó a Zm-Lm<sub>(400N)</sub> como aquel tratamiento con mayor pérdida de NOD, lo cual se atribuye a la mayor cantidad de rastrojo incorporada, dosis de FN y menor biomasa producida.

Siguiendo con el análisis de la variación temporal de la variable en cada tratamiento (Cuadro 9), se obtuvo que todos los tratamientos, exceptuando Zm-Lm+Tr, replicaron el mismo comportamiento que el presentado en la concentración de NOD debido a su correlación alta y positiva (Apéndice 7). Es por esto que los resultados y consiguiente discusión es idéntico al presentado en el análisis de la variación temporal de la concentración de NOD en cada tratamiento. Sin embargo, la diferenciación de Zm-Lm+Tr de la dinámica presentada en la concentración de NOD tiene origen a la variación de la percolación registrada (Cuadro 9), pero el origen de la variación de la variable en ella seguiría siendo explicada por la generación de biomasa en el periodo de evaluación, al igual que Zm-Lm<sub>(250N)</sub>. En este último caso, la distribución temporal sería la siguiente: mayor carga en Est<sub>2016-17</sub> y menor en periodos invernales en Zm-Lm+Tr<sub>(250N)</sub>; por último, en orden decreciente O-I<sub>2016</sub>, Est<sub>2016-17</sub> y O-I<sub>2017</sub> en Zm-Lm+Tr<sub>(400N)</sub>.

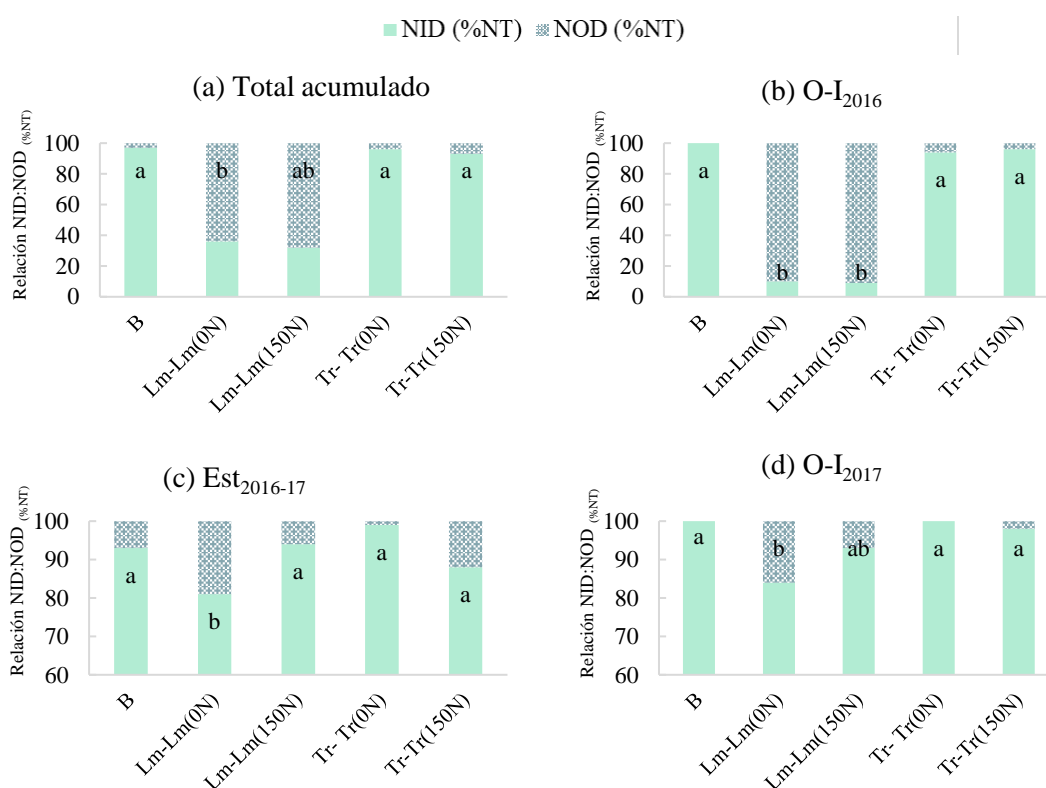


### 7.8.5 Relación entre NID y NOD

Con respecto a la relación entre NID y NOD, que se expresa como el porcentaje de la forma de N (orgánica o inorgánica) con respecto del total de N disuelto (Ec. 3), se estableció una predominancia significativa de NID sobre NOD (Figura 3, Figura 4).

Van Kessel *et al.* (2009), estimaron basados en un amplio set de sistemas agrícolas, que el 19% de las pérdidas de N total soluble corresponden a la fracción de NOD. Respecto a esto, en el presente trabajo se observó que las pérdidas de NOD sí constituye un elemento importante a considerar al estimar cuáles son las vías por las cuales sale N de los sistemas agrícolas. Los valores promedio totales obtenidos en ambos ensayos evaluados fluctúan entre 4,5-66% en el Ensayo 1 y 2,3-12% en el Ensayo 2.

**Ensayo 1.** Según lo registrado en la prueba de contrastes (Apéndice 4), existió un efecto CC sobre la variable, lo cual se tradujo en diferencias del 33% entre B y las PP en la relación NID:NOD del total acumulado. Sin embargo, al observar la Figura 3a, se puede establecer que las PP de Lm son aquellas que tendrían diferencias estadísticamente significativas con B. Así mismo, se pudo establecer que las pérdidas de NOD representaron entre el 3 y el 68% del NT (Figura 3a). Dentro de esto, las PP de Lm fueron las únicas en obtener valores de NOD sobre el 50%, registrando valores parecidos a los mostrados por Leimer *et al.* (2016), donde NOD representó alrededor del 64% del NT lixiviado en praderas con y sin leguminosas. Sin embargo, la Figura 3 sugiere que existen fluctuaciones estacionales respecto a la relación NID:NOD.



**Figura 3.** Relación NID:NOD del ensayo 1, experimento 1. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos en ese período ( $p < 0,05$ , LSD de Fisher).

Tal como se puede observar en la Figura 3b y Apéndice 8, en la temporada O-I<sub>2016</sub> existió efecto de las CC sobre la relación NID:NOD, pero no así la FN. Así mismo, es posible dilucidar que las PP de Lm, son aquellas que registraron la mayor contribución de NOD al NT (10:90 %<sub>NT</sub>) al ser comparadas con B y Tr-Tr (97:3 %<sub>NT</sub>) (Figura 3b). En base al Apéndice 6, es que se puede aseverar que el comportamiento de la presente variable estuvo correlacionado negativamente con la biomasa producida, lo cual se tradujo en que la mayor cantidad de biomasa aérea generada disminuyó la relación NID:NOD, al secuestrar en sus tejidos NID que potencialmente pudiese ser lixiviado. Además, cabe mencionar que dicho crecimiento podrían haberse traducido en biomasa radicular, lo cual propiciaría la liberación de distintas formas de N gracias al RPE. Dicho lo anterior, se puede asociar los valores de NOD sobre el 50%, en los lixiviados de Lm, en primera instancia a la relación C:N de los restos vegetales, tal como se ha argumentado anteriormente.

Siguiendo con el análisis, en el caso de las PP de Tr, tal como se ha mencionado anteriormente, la fijación simbiótica de N, adicionado a la baja relación C:N de sus residuos y por lo tanto una mayor actividad microbiana, estaría propiciando procesos de inmovilización, es decir, de “retención” de NOD. Así mismo, cabe recordar que los registros de B están relacionados a la menor disturbación del suelo, por lo que el NO está protegido por los agregados del suelo.

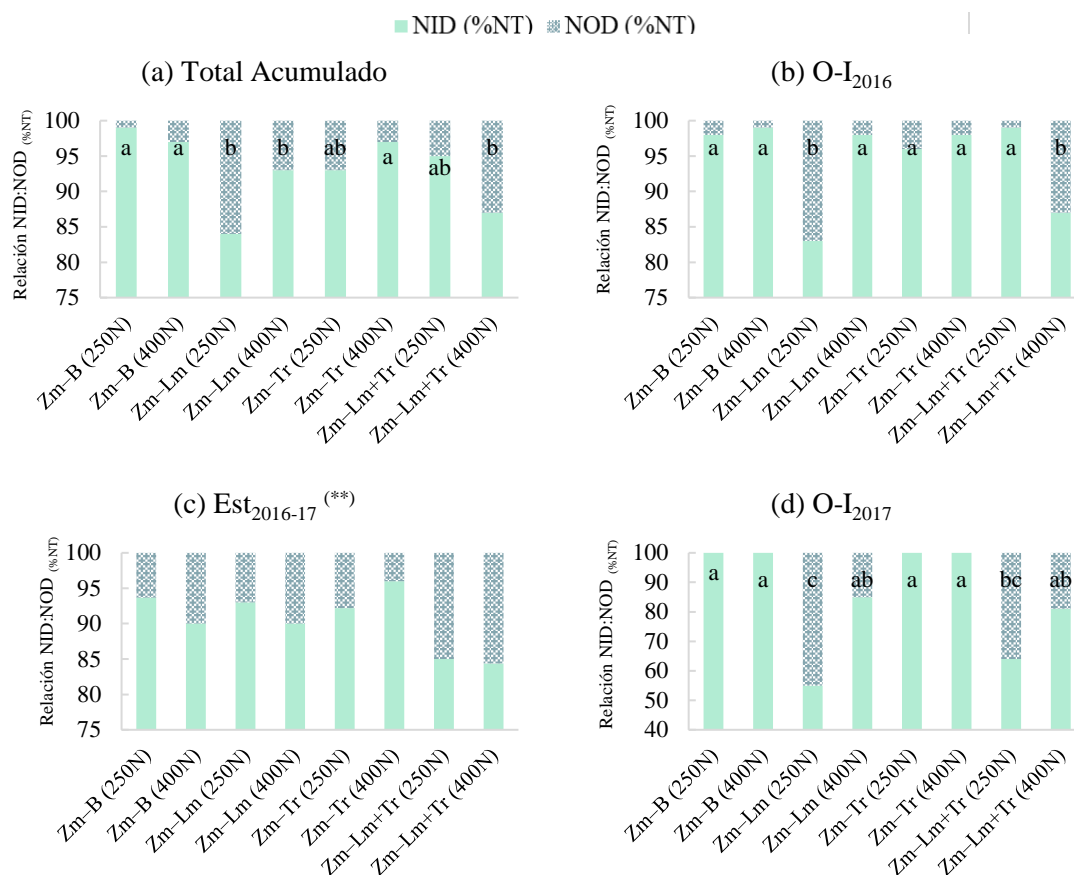
A diferencia de lo observado en el periodo anterior, en Est<sub>2016-17</sub> el Apéndice 8 establece que no se pudo registrar efecto de las CC ni de la FN en la relación NID:NOD. Tal como se puede observar en la Figura 3c, el menor valor de la variable estuvo asociado a Lm-Lm<sub>(0N)</sub> (81:19 %<sub>NT</sub>) y el mayor a los tratamientos B, Lm-Lm<sub>(150N)</sub> y Tr-Tr (94:6 %<sub>NT</sub>). No obstante, existió efecto de la FN en las praderas de Lm (Figura 3c), de la misma forma en que fue ya mencionado, dicha aplicación se tradujo en la mayor biomasa y por lo tanto una mayor producción de hojarasca, que se tradujo en mayor entrada de NOD. Sin embargo, cabe agregar que una mayor actividad microbiana asociada a la mayor cantidad de hojarasca produjo la disminución de las pérdidas de NOD (Carswell *et al.*, 2018) generándose así la diferencia entre ambos tratamientos.

De la misma forma que en Est<sub>2016-17</sub>, en el periodo O-I<sub>2017</sub> tampoco se registró efecto CC y FN (Apéndice 8). Sino que, más bien del tratamiento Lm-Lm<sub>(0N)</sub> (Figura 3d), que obtuvo la menor contribución de NID al NT (84:16 %<sub>NT</sub>). Al mismo tiempo, el análisis arrojó que dicho tratamiento registró un diferencial del 15% con la agrupación de los tratamientos B y PP de Tr (relación promedio de 99:1 %<sub>NT</sub>), lo cual estuvo justificado de la misma forma que en las temporadas anteriores.

Por otra parte, al analizar si existen diferencias estadísticamente significativas entre los valores obtenidos en cada temporada para cada tratamiento (Apéndice 1), se obtuvo que: para los tratamientos B y praderas de Tr no existe efecto temporada en la relación NID:NOD (*p-value* > 0,05). A su vez, las praderas de Lm presentaron diferencias significativas (*p-value* < 0,05), donde se obtuvo que los periodos Est<sub>2016-17</sub> y O-I<sub>2017</sub> tuvieron mayor predominancia de NID sobre NOD y que O-I<sub>2016</sub>. Donde dicha diferencia estaría argumentada según lo comentado anteriormente.

**Ensayo 2.** Acerca de la relación NID:NOD en el presente ensayo (Figura 4), se evidenció que el NID contribuyó en mayor medida al NT que NOD, en todos los tratamientos, sin importar la temporada en evaluación. Como consecuencia, la contribución de NOD al NT, en el total acumulado, correspondió al 2,3-12% (Figura 4a). De modo similar,

Siemens y Kaupenjoham (2002) obtuvieron que en un sistema de rotación de ballica-maíz-trigo la contribución del NOD al NT lixiviado estuvo entre los valores del 6-21%, donde se estableció que NOD sería una pérdida considerable de N.



**Figura 4.** Relación NID:NOD del ensayo 2, experimento 1. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos en ese período ( $p < 0,05$ , LSD de Fisher). (\*\*) Efecto tratamiento no significativo ( $p\text{-value} > 0,05$ )

Tal como muestra la prueba de contraste del Apéndice 4, las Rcc no obtuvieron diferencias estadísticamente significativas con Zm-B en la relación NID:NOD en el total acumulado. Sin embargo, en la Figura 4a se observa que las Rcc con Lm en conjunto de Zm-Lm(400N) y Zm-Lm+Tr(400N) registraron valores de NID:NOD menores a Zm-B y Zm-Tr(400N). El componente principal que diferencia a los dos grupos, tiene relación con la biomasa, la cual mediante su correlación alta y negativa con la variable (Apéndice 7) propició en que hubiera una mayor incorporación de material al sistema, como también la extracción de N.

En relación con el periodo O-I<sub>2016</sub>, las Rcc no obtuvieron diferencias estadísticamente significativas con Zm-B (Apéndice 8). Sin embargo, al observar la Figura 4b, se aprecia que hubo un efecto combinado (CC-FN) de Lm-250N y Lm+Tr-400N que generó un menor aporte de NID al NT (relación 85:15 %NT). Respecto a Lm-250N, se puede especular en base a lo discutido anteriormente, que la mayor generación de biomasa en Est<sub>2015-16</sub> y la existente correlación negativa con la concentración de NOD (Apéndice 7), como también el efecto FN en Lm+Tr-400N, estuvieron generando menor aporte de NID al NT. A partir de dicha correlación, se puede argumentar la posición de los tratamientos

Zm-B, Zm-Tr, Zm-Lm<sub>(400N)</sub> y Zm-Lm+Tr<sub>(250N)</sub> -(98:2 %<sub>NT</sub>), mayor valor promedio de la variable-, generándose un delta del 13% entre ambos grupos de tratamientos (Figura 4b).

Luego, en el periodo Est<sub>2016-17</sub>, el análisis del efecto tratamiento sobre la variable relación NID:NOD resultó ser estadísticamente no significativo ( $p\text{-value}>0,05$ ). Aun así, los valores de la relación registrados en dicha temporada fluctuaron entre 94:6 y 84:16 %<sub>NT</sub> (Figura 4c).

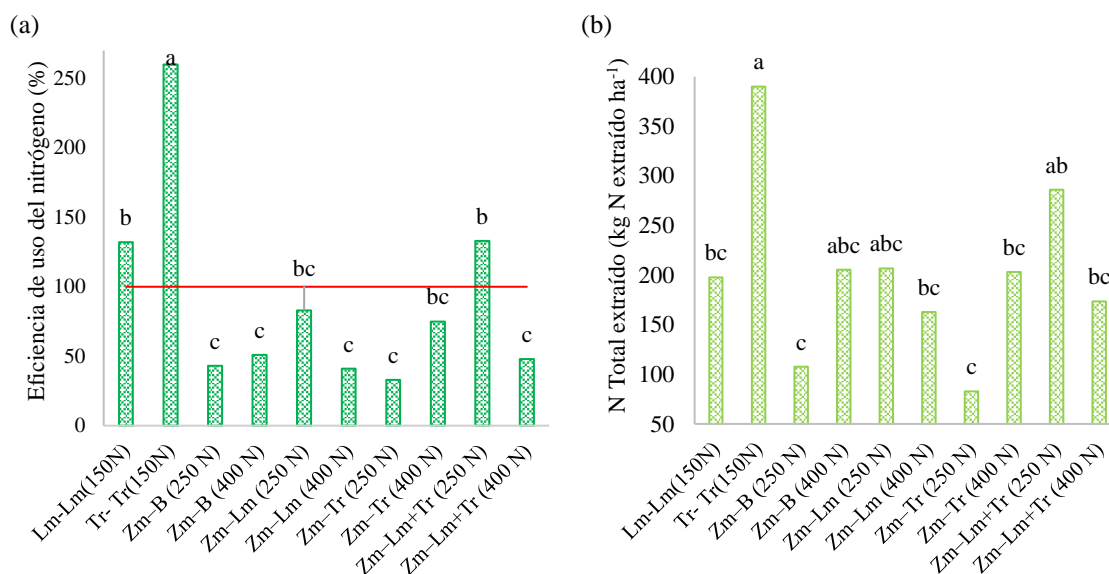
Finalmente, a diferencia de lo registrado en O-I<sub>2016</sub>, en O-I<sub>2017</sub> existió efecto Rcc y FN (Apéndice 8); sin embargo, son los tratamientos Zm-Lm<sub>(250N)</sub> y Zm-Lm+Tr<sub>(250N)</sub> quienes registraron el menor aporte de NID al NT (61:39 %<sub>NT</sub>), generándose así un diferencial del 39% con Zm-B (Figura 4d). Por otra parte, al igual que en O-I<sub>2016</sub>, no hubo diferencias estadísticamente significativas entre Zm-B y Zm-Tr (Figura 4d), obteniendo la mayor relación NID:NOD, correspondiente a 100:0 %<sub>NT</sub>, debido a valores de 0 kg N ha<sup>-1</sup> de NOD (Cuadro 9). Respecto al efecto FN, sólo fue observable en Zm-Lm (Figura 4d), donde la aplicación FN de 400 kg N ha<sup>-1</sup> incrementó en un 25% el aporte de NID al NT respecto a la FN de 250 kg N ha<sup>-1</sup>.

En cuanto al análisis del efecto temporada en los distintos tratamientos (Apéndice 1), se evidenció que para Zm-Lm<sub>(400N)</sub>, Zm-Tr<sub>(250N)</sub> y Zm-Lm+Tr<sub>(400N)</sub> el factor temporada no obtuvo diferencias estadísticamente significativas ( $p\text{-value}>0,05$ ) para la variable relación NID:NOD. Sin embargo, el tratamiento Zm-Lm+Tr<sub>(250N)</sub> se diferenció del resto al presentar el mayor valor de NID en O-I<sub>2016</sub>, debido a los procesos de mineralización, pero el menor en O-I<sub>2017</sub> debido a la extracción de N. Después en Zm-Lm<sub>(250N)</sub>, la mayor predominancia de NID sobre NOD ocurrió en Est<sub>2016-17</sub> y la menor en O-I<sub>2017</sub>, los cuales estuvieron asociados a la dinámica de la carga de NID (Cuadro 7). Finalmente, los tratamientos Zm-B y Zm-Tr con mayor dosis de fertilización (400 kg N ha<sup>-1</sup>) presentaron el mismo comportamiento general, donde la mayor predominancia de NID sobre NOD ocurre en temporadas invernales y la menor en el periodo Est<sub>2016-17</sub>, dado al efecto RPE causado por el establecimiento del maíz.

### 7.8.6 Eficiencia de uso del nitrógeno (EUN)

Para este análisis, los intervalos de tiempo considerados fueron Est<sub>2016-17</sub> (donde se aplicó la FN) y O-I<sub>2017</sub> (temporada antes de aplicar la próxima FN). Así mismo, se aplicó la Ec.4, donde el porcentaje de N utilizado para los tratamientos fue de 1,4% en *L. multiflorum*, 1,5% en *T. repens* y 1,9% en *Z. mays*.

Tal como sugieren Lassaletta *et al.* (2014), el aumento en la fijación simbiótica de N producido por especies leguminosas resultó en un aumento en la EUN, lo cual se ve reflejado en la Figura 5a, donde Tr-Tr<sub>(150N)</sub> fue el tratamiento que registró la mayor EUN entre ambos ensayos, con valores sobre el 200%, siendo una combinación óptima entre la fijación simbiótica y la producción de biomasa. Luego, al analizar el efecto Rcc en la EUN del Ensayo 2, se obtuvo que las Rcc no registraron diferencias estadísticamente significativas con Zm-B (Figura 5a). Mas bien, se registró que el tratamiento Zm-Lm+Tr<sub>(250N)</sub> se diferenció del resto al combinar la dosis de fertilización calculada por el método racional, la fijación biológica por parte de *T. repens*, la alta extracción de N por parte de *L. multiflorum* y la alta producción de biomasa en ambas estaciones, lo cual se vio reflejado en el N total extraído (Figura 5b).



**Figura 5.** Eficiencia de uso del nitrógeno (a) y extracción de nitrógeno (b) de ambos ensayos en el experimento 1. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos en ese período ( $p < 0,05$ , LSD de Fisher). Línea roja indica 100% de EUN.

Así mismo, el tratamiento  $Zm-Lm+Tr_{(250N)}$  igualó a  $Lm-Lm_{(150N)}$  (Figura 5a). A pesar de que existe un diferencial de  $88,1 \text{ kg N extraídos ha}^{-1}$  entre ambos tratamientos, no se registraron diferencias estadísticamente significativas entre ellos (Figura 5b). Sin embargo, dicho diferencial estaría permitiendo la igualdad de EUN (ec. 4) entre los tratamientos, lo cual se produjo por la combinación de especies leguminosa-gramínea, las que generaron el doble de biomasa que  $Lm-Lm_{(150N)}$  (Cuadro 4), que se tradujo en una mayor extracción de N.

Finalmente, tal como era de esperarse,  $Zm-B$  obtuvo los menores registros de EUN, asociados a la menor extracción de N (Figura 5b). Así también, los tratamientos  $Zm-Lm_{(400N)}$ ,  $Zm-Tr_{(250N)}$  y  $Zm-Lm+Tr_{(400N)}$ , acompañaron a  $Zm-B$  (Figura 5a), los cuales se caracterizaron por presentar valores medios de N extraído (Figura 5b), asociado a las mermas en la producción de biomasa en Est<sub>2016-17</sub>.

## 7.9 Comparación entre Ensayos

El siguiente análisis se realizó a partir una serie de pruebas de contrastes realizados a partir de los valores totales del periodo en el experimento 1, donde se referirá al conjunto de tratamientos Lm-Lm y Tr-Tr del ensayo 1 como PP y los tratamientos Zm-Lm, Zm-Tr y Zm-Lm+Tr del ensayo 2 como Rcc.

Con relación a la biomasa acumulada, las Rcc obtuvieron valores 16% menores que las PP (Apéndice 2), las cuales son atribuibles a las mermas en el rendimiento en la época estival del maíz (Cuadro 4). Así mismo, la introducción de cualquier cubierta vegetal, ya sea Rcc o PP, generó una disminución de la percolación total acumulada respecto al B (Apéndice 2). No obstante, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre ambos sistemas para la variable percolación (Apéndice 2), asumiéndose que dicha igualdad se explicaría por elementos dentro del balance hídrico, tal como la ETc.

Luego, en relación con la concentración de NID, las Rcc no registraron diferencias estadísticamente significativas con B (Cuadro 5, Apéndice 3). Sin embargo, si se pudieron observar diferencias estadísticamente significativas en la variable carga de NID entre ambos sistemas, donde las Rcc obtuvieron pérdidas 42% menores que B (Apéndice 4), explicadas por la disminución en la percolación de las Rcc (Apéndice 2) que ya fue comentada anteriormente. Por otra parte, tanto para concentración y carga de NID (Apéndices 3 y 4), las Rcc obtuvieron valores aproximadamente 48% mayores a los de PP. Dicho diferencial estaría relacionado con la dosis de FN, cuya influencia sobre las variables ya fue discutida anteriormente, por lo que el aplicar dosis de FN que duplican las de PP estarían aumentando considerablemente las pérdidas de NID.

Siguiendo con el análisis, con relación a la concentración de NOD, las Rcc lograron registrar valores 19% mayores a los obtenidos por B (Apéndice 3), explicados por la incorporación de material vegetal en las Rcc. No así, en el análisis de las cargas de NOD, no hubo diferencias estadísticamente significativas entre ambos sistemas, debido a la alta variabilidad de los datos en evaluación.

Por otro lado, se observó que las Rcc registraron respectivamente valores del 55 y 66% menores de concentración y carga de NOD a los obtenidos por las PP (Apéndices 3 y 4). Dicha diferencia reside en la mayor cantidad de NOD ingresado al sistema por efecto de la biomasa producida, como también la estrecha relación entre la biomasa producida y el RPE (Huo *et al.*, 2017). Así mismo, las PP de Lm marcaron la diferencia entre ambos sistemas, donde se pueden observar diferencias estadísticamente significativas entre dichas praderas y Zm-Lm, pero no así entre las PP de Tr y Zm-Tr (Apéndices 3 y 4). Esto es coincidente con los valores de NOD encontrados por Van Kessel (2009), donde dichas pérdidas pueden representar hasta un tercio del NT en pasturas, praderas y cereales en Europa.

Finalmente, en ambos ensayos predominaron las formas inorgánicas en el NT. Sin embargo, se generó un diferencial del 28% (Apéndice 4) entre ambos ensayos, donde las Rcc obtuvieron la mayor proporción de NID en sus lixiviados, marcadas principalmente por la diferencia de las cargas de NOD entre ambos sistemas.

## 7.10 Experimento 2: Parcelas de Campo

En el presente experimento no fue posible estimar la percolación de los tratamientos debido a problemas técnicos en algunos de los lisímetros instalados; debido a esto, no fue posible estimar las variables de carga para NID y NOD. Así mismo, tampoco se pudo estimar la biomasa producida en el periodo de evaluación, debido a que se mantuvieron los CC en las parcelas de campo, con el objetivo de tener continuidad en ensayos posteriores. De lo anterior se desprende que todas las variables evaluadas para ambos ensayos se realizaron a partir de las mediciones obtenidas con la metodología de extracción de lixiviados Fullstop™, debido a que la cantidad de muestreos fue mayor y la variabilidad fue menor que en los lisímetros.

Por último, es necesario recordar que la primera temporada en evaluación del experimento es la evaluada en el presente trabajo, correspondiente al periodo O-I<sub>2017</sub>, por lo que su establecimiento es muy reciente y su estabilidad pudiese estar influyendo en la tendencia de los resultados.

### 7.10.1 Nitrógeno inorgánico disuelto

**Ensayo 1.** Con relación a la concentración de NID (Cuadro 10), como es de esperarse, B estuvo entre los tratamientos con los mayores valores de NID. Junto a éste, se posicionó Lm-Lm<sub>(150N)</sub>, donde se puede observar efecto FN entre ambos CC, al diferenciarse de Lm-Lm<sub>(0N)</sub>. Finalmente, Lm-Lm<sub>(0N)</sub> y las PP de Tr registraron las menores concentraciones de NID del ensayo, lo cual posiblemente pueda asociarse a una mayor acumulación de biomasa por parte de Tr.

**Ensayo 2.** Por lo que se refiere a la concentración de NID, en el presente ensayo se expresaron dos grupos: i) compuesto por Zm-B y Zm-Tr con dosis de fertilización 400 kg N ha<sup>-1</sup> y ii) Zm-B, Zm-Lm, Zm-Tr con dosis de 250 kg ha<sup>-1</sup> y Zm-Lm+Tr (Cuadro 10). Con relación al primer grupo, se estima que la mayor cantidad de N residual de ambos tratamientos, en conjunto a la fijación biológica, repercutió en la mayor concentración de NID del ensayo; así mismo, es posible observar el efecto FN en las rotaciones del primer grupo (Cuadro 10). Finalmente destacan los tratamientos Zm-Lm+Tr, los cuales obtuvieron una gran extracción de N, asociado a Lm.

**Cuadro 10.** Concentración de Nitrógeno Orgánico (NOD) e Inorgánico Disuelto (NID) y Relación Nitrógeno Inorgánico y Nitrógeno Orgánico Disuelto (NID:NOD) de los Ensayos 1 y 2 en el Experimento 2.

Ensayo 1												
Tratamiento	NID <sup>1</sup>			NOD <sup>2</sup>			NID : NOD <sup>3</sup>					
	-----mg L <sup>-1</sup> -----											
	----NID(%NT) : NOD(%NT)----											
B	105,5	±	13,7	a	0	±	0,7	c	100:0	±	6,6	a
Lm-Lm <sub>(0N)</sub>	4,7	±	1,8	b	2,4	±	0,7	b	65:35	±	6,6	b
Lm-Lm <sub>(150N)</sub>	83,8	±	73,5	a	0	±	0,7	c	100:0	±	7,9	a
Tr- Tr <sub>(0N)</sub>	15,5	±	1,8	b	5,7	±	0,7	a	74:26	±	6,6	b
Tr-Tr <sub>(150N)</sub>	4,9	±	1,8	b	1,9	±	0,7	bc	75:25	±	6,6	b
<i>p-value</i> <sup>4</sup>	0,0004				0,0029				0,017			
Ensayo 2												
	NID			NOD			NID : NOD					
	-----mg L <sup>-1</sup> -----											
Zm-B <sub>(250 N)</sub>	5,4	±	2,0	b	3,3	±	1,2	ab	66:34	±	8,2	b
Zm-B <sub>(400 N)</sub>	45,5	±	10,7	a	0,0	±	0,2	b	100:0	±	0,2	a
Zm-Lm <sub>(250 N)</sub>	6,0	±	2,2	b	3,6	±	2,0	ab	63:37	±	1,5	b
Zm-Lm <sub>(400 N)</sub>	24,8	±	10,1	ab	5,9	±	2,0	a	82:18	±	8,2	ab
Zm-Tr <sub>(250 N)</sub>	3,3	±	1,2	b	4,7	±	3,4	ab	47:53	±	18,7	b
Zm-Tr <sub>(400 N)</sub>	73,8	±	25,0	a	0,3	±	0,2	b	99:1	±	0,3	a
Zm-Lm+Tr <sub>(250 N)</sub>	6,0	±	2,2	b	1,1	±	1,2	ab	85:15	±	8,2	ab
Zm-Lm+Tr <sub>(400 N)</sub>	8,3	±	4,3	b	1,8	±	1,8	ab	81:19	±	18,7	ab
<i>p-value</i>	0,04				0,04				<0,0001			

<sup>1 2 3</sup>. Valores corresponden al promedio ± error estándar (n = 4).

<sup>4</sup> *p-value* corresponde al efecto del factor tratamiento. Letras distintas en una columna indican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ( $p < 0,05$ , LSD de Fisher).

### 7.10.2 Nitrógeno orgánico disuelto

**Ensayo 1.** Luego, en el caso de la concentración de NOD, se observa en el Cuadro 10 que Tr- Tr<sub>(0N)</sub> obtuvo la mayor concentración de NOD en los lixiviados, donde se puede

suponer que dicho tratamiento, además de haber producido una gran cantidad de biomasa, también estuvo acompañado de una alta actividad de los microorganismos del suelo. Seguido a Tr-Tr<sub>(0N)</sub> se posicionó Lm-Lm<sub>(0N)</sub>, que se diferenció de Lm-Lm<sub>(150N)</sub> probablemente por una mayor producción de biomasa, que en conjunto con la mayor proporción de HMW-NOD resultó en los valores obtenidos. Por último se encuentran los tratamientos B y Lm-Lm<sub>(150N)</sub>, que presentan la más baja posición en el ranking para dicha variable, pudiendo deberse a que presentaron la menor entrada de NO al sistema por la falta o menor cantidad de biomasa producida.

**Ensayo 2.** Para la variable de concentración de NOD (Cuadro 10), los resultados mostraron que el mayor registro lo obtuvo Zm-Lm<sub>(400N)</sub>, atribuido a la mayor incorporación de HMW-NOD y el efecto FN. Los menores valores se registraron en la agrupación de Zm-B y Zm-Tr con dosis de 400 kg N ha<sup>-1</sup>, donde dicho posicionamiento probablemente se debió a dos razones: i) alta actividad microbiológica en Zm-Tr<sub>(400N)</sub> y ii) baja incorporación de residuos en Zm-B<sub>(400N)</sub>.

### 7.10.3 Relación NID:NOD

**Ensayo 1.** Al analizar la relación entre las formas disueltas de N (Cuadro 10), la presente escala de trabajo arrojó que todos los tratamientos obtuvieron predominancia de NID sobre NOD. Así mismo, los tratamientos B y Lm-Lm<sub>(150N)</sub> se diferenciaron de la agrupación de tratamientos Lm-Lm<sub>(0N)</sub> y Tr-Tr. En el primer grupo, la fracción de NOD fue del 0% del NT, en cambio en la segunda agrupación de tratamientos NOD representó entre el 25 y 35% del NT, por lo que podemos aseverar que dicha fracción es relevante en términos de pérdidas de N de la segunda agrupación.

**Ensayo 2.** Siguiendo con el análisis de la variable en el presente ensayo, NID obtuvo el mayor aporte al NT en todos los tratamientos, exceptuando Zm-Tr<sub>(250N)</sub>. Para dicha variable, el análisis demuestra el efecto FN para los tratamientos Zm-B y Zm-Tr (Cuadro 10). Es por esto que los tratamientos Zm-B y Zm-Tr con dosis de FN de 400 kg N ha<sup>-1</sup> y 250 kg N ha<sup>-1</sup>, acompañados por Zm-Lm<sub>(250N)</sub>, representaron el mayor y menor aporte de NID al NT, generándose así un diferencial del 42% en la relación NID:NOD entre los grupos en evaluación.

## 7.11 Comparación de experimentos

Ambos experimentos confirmaron que la introducción de PP al sistema redujo las concentraciones promedio de NID con respecto al B (Apéndice 8). Sin embargo, a diferencia del Exp. 1, la recolección de lixiviados por Fullstop™ en el Exp. 2 registró que la concentración de NID en los lixiviados de Tr es inferior a las de Lm (Apéndice 8). Así mismo, el Exp. 2 también registró efecto FN (Cuadro 6 y 10), presente en las PP de Lm, obteniéndose que aquellos tratamientos con FN registraron una mayor concentración de NID en comparación a los que no.

Al comparar la tendencia de la concentración de NID en los lixiviados del Ensayo 2 de ambos experimentos, se observó que el factor que estaría causando la diferencia entre los tratamientos no son concordantes entre ambos experimentos. En el caso del Exp.1 (Apéndice 8), la concentración de NID estaría principalmente asociada a la introducción de CC a la rotación, especialmente aquellos con Lm, que provocarían la disminución de



NID en los lixiviados. No obstante, se observó efecto de la FN del Exp. 1 en el tratamiento Zm-Lm (Cuadro 7), donde la mayor dosis de FN registró mayores valores de concentración de NID. Respecto al Exp. 2 (Apéndice 8), el factor que estaría influenciando la diferencia de concentración de NID entre los tratamientos estaría asociada a la FN, donde al aplicar mayores dosis de fertilización ( $400 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) se produciría un aumento en la concentración promedio de NID en los lixiviados.

En relación con la concentración de NOD en el ensayo 1, ambos experimentos establecieron que el factor cultivo cubierta no presentaría diferencias estadísticamente significativas en la variable (Apéndice 8). No obstante, los resultados en el Exp.2 estarían señalando que la FN estaría causando efectos sobre la concentración promedio de NOD en los lixiviados (Apéndice 8), donde la aplicación de FN estaría disminuyendo la concentración de NOD, contrario a lo observado en el Exp.1. donde el ranking se vio modelado por la mayor concentración de NOD producida por Tr-Tr<sub>(150N)</sub> (Cuadro 4).

Siguiendo con el mismo análisis en el ensayo 2, posible asociar en ambos experimentos que la introducción de CC de Lm a la rotación produjo un aumento en las formas orgánicas presentes en los lixiviados al ser comparados con Zm-B (Apéndice 8). Así mismo, en ninguno de los experimentos la FN generó diferencias estadísticamente significativas en la concentración promedio de NOD registradas en la temporada (Apéndice 8). Sin embargo, en el Cuadro 9 se puede observar que Zm-Lm+Tr sí registró efecto FN, donde tal como fue expresado anteriormente, la menor dosis de FN fue la que generó mayor concentración de NOD.

Finalmente, no es posible establecer tendencias entre ambos experimentos para la variable relación NID:NOD, por la falta de diferencias estadísticamente significativas en los parámetros a evaluados (Apéndice 8). Sin embargo, en ambas escalas el NID predominó sobre el NOD en el NT, obteniéndose valores de relación NID:NOD de 55:55 a 100:0 %<sub>NT</sub> en el Exp.1 y 59:41 a 100:0 %<sub>NT</sub> en el Exp. 2.

## 8 CONCLUSIONES

La incorporación de cultivos cubierta invernada (*Lolium multiflorum*, Lm, y *Trifolium repens*, Tr) en el cultivo de maíz (*Zea mays*, Zm) generó una reducción significativa de las pérdidas por percolación, resultando en una disminución significativa de las pérdidas de Nitrógeno inorgánico disuelto (NID). El tratamiento Zm-Lm<sub>(250N)</sub> (con fertilización de 250 kg de N ha<sup>-1</sup>), redujo las pérdidas por lixiviación en un 44% respecto al tratamiento de cultivo de maíz con barbecho invernada, debido a la capacidad de absorción del cultivo cubierta.

La incorporación de *Lolium multiflorum* L. generó menores pérdidas de NID que *Trifolium repens* L. o la mezcla de ambas especies. Sin embargo, los tratamientos Zm-Lm<sub>(250N)</sub> y Zm-Lm+Tr<sub>(400N)</sub> presentaron las mayores pérdidas de Nitrógeno orgánico disuelto (NOD), asociadas a una mayor biomasa vegetal acumulada en estos tratamientos.

En la rotación maíz-cultivo cubierta se observó que el NID realizó el mayor aporte al Nitrógeno total (NT), lo cual se vio reflejado en los valores de la variable relación NID:NOD. No obstante, NOD correspondió entre el 2 y 12% del NT, donde se estableció que dicha fracción sería una pérdida considerable de N. Se registró que los tratamientos Zm-Tr, Zm-Lm<sub>(400N)</sub> y Zm-Lm+Tr<sub>(250N)</sub> registraron la mayor carga de NOD en la temporada estival, en la cual fue aplicada la fertilización nitrogenada, lo que permite aceptar la hipótesis que plantea el comportamiento estacional de las cargas de NOD en la rotación maíz-cultivo cubierta.

La comparación entre ambos experimentos arrojó que el principal factor que explicó la concentración de NID y NOD en el experimento de parcelas de campo estaría relacionado con el efecto fertilización nitrogenada, a diferencia del experimento Columnas de Lixiviación, que presentó una respuesta mayor al tipo de cultivo cubierta.

La eficiencia del uso del N (EUN) demostró que las praderas de leguminosa lograron obtener la EUN mayor, asociado a la fijación de N atmosférico; mientras que en las rotaciones maíz cultivo cubierta el tratamiento Zm-Lm+Tr<sub>(250N)</sub> mostró la EUN mayor debido al efecto combinado de la fijación de N y la capacidad mayor de absorción de N de la mezcla de especies.

## 9 LITERATURA CITADA

- AGRIMED (Centro de Agricultura y Medioambiente). 2017. Atlas agroclimático de Chile. Tomo III: Regiones de Valparaíso, Metropolitana, O'Higgins y del Maule. Universidad de Chile y Fundación para la Innovación Agraria (FIA), Santiago, Chile. Disponible en <http://www.agrimed.cl/atlas/tomo3.html> (Consultado en enero del 2021).
- Ascott, M., D. Gooddy, L. Wang, M. Stuart, M.A. Lewis, R.S. Ward and A. Binley. 2017. Global patterns of Nitrate storage in the vadose zone. *Nature Communications*. 8(1416).
- Bingham, A. and M. Cotrufo. 2016. Organic nitrogen storage in mineral soil: Implications for policy and management. *Science of the Total Environment*. 551-552 (1): 116-126.
- Brady, N. and R. Weil. 1996. The Nature and Properties of Soils: Nitrogen and Sulfur Economy of Soils. 11° Edition. United States of America: Prentice Hall Inc. 740 p.
- Canfield, D. E., A. Glazer and P. Falkowski. 2010. The evolution and future of earth's nitrogen cycle. *Science*. 330 (6001): 192-196.
- Carswell, A.M., P. Hill, D. Jones, M. Blackwell, P. Johnes, E. Dixon and D. Chadwick. 2018. Impact of microbial activity on the leaching of soluble N forms in soil. *Biology and Fertility of Soils*. 54(1): 21-25.
- Chantigny, M. H. 2003. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: A review on the influence of land use and management practices. *Geoderma*. 113(3-4): 357-380.
- Cheng, W., W. Parton, M. Gonzalez-Meler, R. Phillips, S. Asao, G. McNickle, E. Brzostek and J. Jastrow. 2014. Synthesis and modeling perspectives of rhizosphere priming. *New Phytologist*. 201(1): 31-44.
- CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales). 1996. Estudio Agrológico. (Publicación N° 114). Descripción de suelos materiales y símbolos: VI Región. 474 p.
- Di, H. and Cameron, K. 2002. Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors, and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 64(3): 237-256.
- Dijkstra, F., J. West, S. Hobbie, P. Reich and J. Trost. 2007. Plant diversity, CO<sub>2</sub>, and N influence inorganic and organic N leaching in grasslands. *Ecology*. 88(2): 490-500.
- Dixon, G. and E. Tilston. 2010. Soil microbiology and sustainable crop production. Springer Science+ Business Media. 1° Edition. London, UK. 443p.
- Dewis, J. and F. Freitas. 1970. Physical and chemical methods of soil and water analysis. FAO Soils Bulletin 10. FAO, Rome. 275 p.
- Espinoza, Y. 2004. Calidad de la materia orgánica bajo diferentes prácticas de manejo en un suelo ácido tropical. *Revista de la Facultad de Agronomía de Caracas, Venezuela*. 21(2): 126-141.
- Fageria, N., V. Baligar and B. Bailey. 2005. Role of cover crops in improving soil and row crop productivity. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 36(20): 2733-2757.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2016. Save and Grow in practice Maize, Rice and Wheat: A Guide to Sustainable Cereal Production. FAO. Rome, Italy. 124 p.
- Gabriel, J.L. and M. Quemada. 2011. Replacing bare fallow with cover crops in a maize cropping system: Yield, N uptake and fertilizer fate. *European Journal of Agronomy*. 34(3): 133-143.

- Gabriel, J.L., R. Carpena and M. Quemada. 2012. The role of cover crops in irrigated systems: Water balance, nitrate leaching and soil mineral nitrogen accumulation. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 155: 50-61.
- Grant, C.A., G.A. Peterson and C.A. Campbell. 2002. Nutrient considerations for diversified cropping systems in the northern Great Plains. *Agronomy Journal*. 94(2): 186-198.
- Hach. 2005. DR5000 Spectrophotometer procedures manual. 2<sup>th</sup> Edition. Hach Company. Germany. 846 p.
- Haynes, R.J. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. *Advances in Agronomy*. 85(1): 221–268.
- Hodgdon, E. A., N. D. Warren, R. G. Smith and R. G. Sideman. 2016. In–Season and Carry–Over effects of cover crops on productivity and weed suppression. *Agronomy Journal*. 108(4): 1624–1635.
- Huo, C., Y. Luo and W. Cheng. 2017. Rhizosphere priming effect: A meta-analysis. *Soil Biology & Biochemistry*. 111: 78-84.
- Jones, D. L., J. Healey, V. Willett, J. Farrar and A. Hodge. 2005. Dissolved organic nitrogen uptake by plants - an important N uptake pathway? *Soil Biology & Biochemistry*. 37(3): 413- 423.
- Jones, D.L., D. Shannon, D.V. Murphy and J. Farrar. 2004. Role of dissolved organic nitrogen (DON) in soil N cycling in grassland soils. *Soil Biology & Biochemistry*. 36 (5): 749–756.
- Knicker, H. 2011. Soil organic N - an under-rated player for C sequestration in soils? *Soil Biology & Biochemistry*. 43(6): 1118–1129.
- Korsaeth, A., L.R. Bakken and H. Riley. 2003. Nitrogen dynamics of grass as affected by N input regimes, soil texture and climate: lysimeter measurements and simulations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 66(2): 181-199.
- Kramberger, B., A. Gselman, M. Janzekovic, M. Kaligalic and B. Bracko. 2009. Effects of cover crops on soil mineral nitrogen and on the yield and nitrogen content of maize. *European Journal of Agronomy*. 31(2): 103-109.
- Kuzyakov, Y. 2010. Priming effects: Interactions between living and dead organic matter. *Soil Biology & Biochemistry*. 42(9): 1363-1371.
- Leimer, S., Y. Oelmann, N. Eisenhauer, A. Milcu, C. Roscher, S. Scheu, A. Weigelt, et al. 2016. Mechanisms behind plant diversity effects on inorganic and organic N leaching from temperate grassland. 2016. *Biogeochemistry*. 131(3): 339-359.
- Leimer, S. S. Bischoff, S. Boch, V. Busch, P. Escher, M. Fischer, F. Hänsel, et al. 2018. Does plant diversity affect the water balance of established grassland systems?. *Ecohydrology*. 11(4): e1945.
- Louarn, G., E. Pereira-Lopes, J. Fustec, B. Mary, A.S. Voisin, P. de Faccio Carvalho and F. Gastal. 2015. The amounts and dynamics of nitrogen transfer to grasses differ in alfalfa and white clover-based grass-legume mixtures as a result of rooting strategies and rhizodeposit quality. *Plant and Soil*. 389(1-2): 289-305.
- Lu, M., Y., Y. Yang, C. Luo, X. Fang, J. Zhou, X. Chen, Yang and B., Li. 2011. Responses of ecosystem nitrogen cycle to nitrogen addition: a meta-analysis. *New Phytologist*. 189(4): 1040-1050.
- Maresma A., A. Ballesta, F. Santiveri and J. Lloveras. 2019. Sowing date affects maize development and yield in irrigated mediterranean environments. *Agriculture*. 9(3): 67.
- Muhammada, I., J. Wangab, U. Sainjuc, S. Zhangb, F. Zhaoa and A. Khand. 2021. Cover cropping enhances soil microbial biomass and affects microbial community structure: A meta-analysis. *Geoderma*. 381: 114696.

- Nájera, F., Y. Tapia, C. Baginsky, V. Figueroa, R. Cabeza and O. Salazar. 2015. Evaluation of soil fertility and fertilization practices for irrigated maize (*Zea mays* L.) under Mediterranean conditions in central Chile. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. 15(1): 84-97.
- Neff, J. C., F., S. Chapin III and P.M., Vitousek. 2003. Breaks in the cycle: Dissolved organic nitrogen in terrestrial ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 1(4): 205-211.
- ODEPA (Oficina de Estudios y Políticas Agrarias), Chile. 2019. Diciembre. Boletín de Cereales, Diciembre 2019. Santiago, Chile: ODEPA. 63 p.
- ODEPA (Oficina de Estudios y Políticas Agrarias, Chile. 2017. Noviembre. Boletín de Cereales, Noviembre 2017. Santiago, Chile: ODEPA. 61 p.
- Oelmann, Y., Y. Kreuziger, V. Temperton, M. Buchmann, C. Roscher, J. Schumacher, E-D. Schulze, et al. 2007. Nitrogen and phosphorus budgets in experimental grasslands of variable diversity. *Journal of Environmental Quality*. 36(2): 396-407.
- Patkowska E., M. Błazewicz-Woźniak, M. Konopiński and D. Wach. 2016. The effect of cover crops on the fungal and bacterial communities in the soil under carrot cultivation. *Plant Soil Environment*. 63(5): 237-242.
- Restovich, SB., AE. Andriulo, CM. Armas-Herrera, MJ. Beribe and SI. Portela. 2019. Combining cover crops and low nitrogen fertilization improves soil supporting functions. *Plant and Soil*. 442 (1-2): 401-417.
- Robertson, G. P., and P. Vitousek. 2009. Nitrogen in Agriculture: Balancing the cost of an essential resource. *Annual Review of Environment and Resources*. 34(1): 97-125.
- Rodríguez, J. 1993. Manual de fertilización. Facultad de Agronomía, Pontificia Universidad Católica de Chile. Colección en Agricultura. 362 p.
- Ros, G., E. Hoffland, C. Van Kessel and E. Temminghoff. 2009. Extractable and dissolved soil organic nitrogen – A quantitative assessment. *Soil Biology & Biochemistry*. 41(6): 1029-1039.
- Sadzawka, A. 1990. Métodos de análisis de suelos. Serie La Platina N°.16, Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Santiago, Chile. 130 p.
- Sadzawka, A., A. Carrasco, R. Grez, M. Mora, H. Flores y A. Neaman. 2006. Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. Revisión 2006. [en línea]. Manual INIA y CNA de la Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. Centro regional de investigación La Platina, Santiago de Chile. 164 p.
- Sadzawka, A., R. Grez, M. L. Mora, N. Saavedra, M. A. Carrasco, H. Flores y C. Rojas. 2007. Métodos de análisis de tejidos vegetales. [en línea]. Segunda edición. Instituto de investigaciones agropecuarias (INIA), Santiago de Chile. 140 p.
- Salazar, O. y F. Nájera. 2011. Contaminación de las aguas por el uso de fertilizantes nitrogenados y enmiendas orgánicas (Water pollution due to nitrogen fertiliser and organic amendment applications) pp: 147-152. In: Casanova, M. Simposio Nacional de la Ciencia del Suelo. Santiago, Chile, 11 y 12 de julio de 2011. Sociedad chilena de la Ciencia del Suelo y Universidad de Chile. Santiago.
- Salazar, O., J. Vargas, F. Nájera, O. Seguel y M. Casanova. 2014. Monitoring of nitrate leaching during flush flooding events in a coarse-textured floodplain soil. *Agricultural Water Management*. 146(1): 218-227.
- Salazar, O., C. Rojas, F. Avendaño, P. Realini, F. Nájera and Y. Tapia. 2015. Inorganic nitrogen losses from irrigated maize fields with narrow buffer strips. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 102(3): 359-370.
- Salazar, O. M., Casanova, F. Nájera, A. Contreras and Y. Tapia. 2020. Net nitrogen mineralization in maize-cover crop rotations in mediterranean central Chile. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. 20(3): 1042-1050.

- Sandoval, M., J. Dörner, O. Seguel, J. Cuevas y D. Rivera. 2012. Métodos de Análisis Físicos de Suelos Concepción, Chile: Universidad de Concepción, Departamento de Suelos y Recursos Naturales. 80 p.
- Seneviratne, G. 2000. Litter quality and nitrogen release in tropical agriculture: a synthesis. *Biology and Fertility of Soils*. 31(1): 60-64
- Shoji, S., J. Delgado, A. Mosier and Y. Miura. 2001. Use of controlled release fertilizers and nitrification inhibitors to increase nitrogen use efficiency and to conserve air and water quality. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 32(7-8): 1051-1070.
- Siemens, J., and M. Kaupenjohann. 2002. Contribution of dissolved organic nitrogen to N leaching from four German agricultural soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 165(6): 675-681.
- Six, J., ET. Elliott and K. Paustian. 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology & Biochemistry*. 32(14): 2099-2103.
- Snapp, S. S., S. M. Swinton, R. Labarta, D. Mutch, J. R. Black, R. Leep, J. Nyiraneza and K. O'Neil. 2005. Evaluating cover crops for benefits, costs and performance within cropping system niches. *Agronomy Journal*. 97(1): 322-332.
- Soto, L. y H. López. 1984. Ritmos de crecimiento de forrajeras leguminosas y gramíneas [en línea]. Investigación y Progreso Agropecuario La Platina. Santiago de Chile. 4 p  
Recuperado en: <<http://biblioteca.inia.cl/medios/biblioteca/IPA/NR02515.pdf>>.
- Teuber, N. y H. Elizalde. 1992. Efecto del corte en diferentes estados fenológicos de la ballica perenne en la evolución de una pradera de ballica con trébol blanco. *Agricultura Técnica (Chile)* 52(1): 38-47.
- Tonitto, C., M. B. David and L. E. Drinkwater. 2006. Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 112(1): 58-72.
- Treseder, K. 2008. Nitrogen additions and microbial biomass: a meta-analysis of ecosystem studies. *Ecology Letters*. 11(10): 1111-1120.
- Van Kessel, C., T. Clough and J. W. van Groenigen. 2009. Dissolved Organic Nitrogen: An overlooked pathway of Nitrogen loss from agricultural systems? *Journal of Environmental Quality*. 38(2): 393-401.
- Vergara, W. 2016. Efecto de la rotación de cultivos y el sistema de labranza en las propiedades físicas del suelo y el rendimiento de trigo en un mollisol de clima mediterráneo. Tesis Magister. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agronómicas. Santiago, Chile. 59 h.
- Vitousek, P. M., J. D. Aber, R. W. Howarth, G. E. Likens, P. A. Matson, D. W. Schindler, W. H. Schlesinger and D. Tilman. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecological Applications*. 7(3): 737-750.
- Zhu, B., J. Gutknecht, D. Herman, D. Keck, MK. Firestone and WX. Cheng. 2014? Rhizosphere priming effects on soil carbon and nitrogen mineralization. *Soil Biology & Biochemistry*. 76(1): 183-192.
- Zsolnay, A. 2003. Dissolved organic matter: artefacts, definitions and functions. *Geoderma*. 113(3-4): 187-209.

## 10 APÉNDICES

**Apéndice 1.** Variación temporal de la relación NID:NOD en el Experimento 1, analizadas por tratamiento.

Temporada	Relación NID : NOD <sup>1</sup>				
	Ensayo 1				
	B	Lm-Lm <sub>(0N)</sub>	Lm-Lm <sub>(150N)</sub>	Tr- Tr <sub>(0N)</sub>	Tr- Tr <sub>(150N)</sub>
	----- (NID (%NT) : NOD (%NT)) -----				
O-I <sub>2016</sub>	100 /0 ± 3,8 a	10 /90 ± 7,1 b	9 /91 ± 3,7 b	94 6 ± 1,7 a	96 4 ± 8,4 a
Est <sub>2016/17</sub>	93 /7 ± 0,1 a	81 /19 ± 8,0 a	94 /6 ± 4,2 a	99 1 ± 1,7 a	88 12 ± 8,4 a
O-I <sub>2017</sub>	100 /0 ± 5,4 a	84 16 ± 7,1 a	93 /17 ± 4,2 a	100 0 ± 1,5 a	98 22 ± 2,4 a
<i>p-value</i>	0,19	0,0004	0,0001	0,41	0,64
	Ensayo 2				
	Zm-B <sub>(250 N)</sub>	Zm-B <sub>(400 N)</sub>	Zm-Lm <sub>(250 N)</sub>	Zm-Lm <sub>(400 N)</sub>	
	----- (NID (%NT) : NOD (%NT)) -----				
O-I <sub>2016</sub>	98 /2 ± 1,3 ab	99 /1 ± 2,1 a	83 /17 ± 11 ab	98 /2 ± 3,4 a	
Est <sub>2016/17</sub>	94 /6 ± 1,3 b	93 /8 ± 0,6 b	94 /6 ± 0,4 a	94 /6 ± 4,8 a	
O-I <sub>2017</sub>	100 /0 ± 1,2 a	100 /0 ± 0,4 a	55 /45 ± 11 b	80 /20 ± 3,9 a	
<i>p-value</i>	0,04	0,0023	0,04	0,3	
	Zm-Tr <sub>(250 N)</sub>	Zm-Tr <sub>(400 N)</sub>	Zm-Lm+Tr <sub>(250 N)</sub>	Zm-Lm+Tr <sub>(400 N)</sub>	
	----- (NID (%NT) : NOD (%NT)) -----				
O-I <sub>2016</sub>	96 /4 ± 1,4 a	98 /2 ± 3,6 a	99 /1 ± 6,2 a	87 13 ± 6,6 a	
Est <sub>2016/17</sub>	95 /5 ± 1,4 a	95 /5 ± 3,2 b	91 /9 ± 7,2 ab	84 16 ± 8,3 a	
O-I <sub>2017</sub>	100 /0 ± 1,4 a	100 /0 ± 3,6 a	66 34 ± 6,2 b	86 14 ± 11,2 a	
<i>p-value</i>	0,16	0,03	0,022	0,6	

<sup>1</sup> Valores corresponden al promedio ± error estándar

<sup>2</sup> *p-value* corresponde al efecto del factor temporada. Letras distintas en una columna indican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ( $p < 0,05$ , LSD de Fisher).

**Apéndice 2.** Pruebas de contrastes para percolación y biomasa total acumulada en el Experimento 1.

Tratamientos <sup>1</sup>	Variables a contrastar <sup>2 3</sup>			
	Percolación <sup>4</sup>		Biomasa <sup>4</sup>	
	m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>		Mg MS ha <sup>-1</sup>	
B vs PP	2923 ± 2188,5	<0,0001	-35,9 ± 3,1	<0,0001
PP <sub>0N</sub> vs PP <sub>150N</sub>	-231,5 ± 372,1	0,2981	-4,6 ± 2,8	0,1073
Zm-B vs Rcc	1315,3 ± 1215,3	0,0002	-25,0 ± 2,3	<0,0001
RCC <sub>250N</sub> vs RCC <sub>400N</sub>	43,4 ± 118,4	0,6377	0,8 ± 2,0	0,9174
B vs Rcc	2524,6 ± 1897,6	<0,0001	-30,6 ± 3,0	<0,0001
Lm vs Zm-Lm	739,2 ± 695,2	0,0559	-2,0 ± 2,8	0,4746
Tr vs Zm-Tr	-2250,1 ± -1775,9	<0,0001	18,5 ± 2,8	<0,0001
PP vs Rcc	-290,8 ± -229,6	0,21	5,6 ± 2,2	0,0002

<sup>1</sup> B: barbecho, Lm: *Lolium multiflorum*, Tr: *Trifolium repens*, PP: praderas permanentes, Zm: *Zea mays*, Rcc: rotación con cultivos cubierta.

<sup>2</sup> Valores corresponden al promedio del contraste ± error

<sup>3</sup> *p-value* ≤ 0,05 indica diferencias estadísticamente significativas.

<sup>4</sup> Análisis de prueba de contraste estadísticamente significativo ( $p-value < 0,05$ )

**Apéndice 3.** Pruebas de contrastes para concentración promedio total de NID y NOD en el Experimento 1.

Tratamientos <sup>1</sup>	Variables a contrastar <sup>2 3</sup>					
	Conc NID <sup>4</sup>		<i>p</i> -value	Conc NOD <sup>4</sup>		<i>p</i> -value
	mg L <sup>-1</sup>			mg L <sup>-1</sup>		
B vs PP	20,2	± 3,3	<0,0001	-6,1	± 1,2	<0,0001
PP <sub>0N</sub> vs PP <sub>150N</sub>	-1,7	± 2,9	0,1534	-2	± 1,1	0,253
Zm-B vs Rcc	6,1	± 2,4	0,1465	-2,2	± 0,9	0,0064
Rcc <sub>250N</sub> vs Rcc <sub>400N</sub>	-2	± 2,1	0,1091	0,1	± 0,8	0,8832
B vs Rcc	7,3	± 3,2	0,1074	-2,8	± 1,2	0,023
Lm vs Zm-Lm	-15,9	± 2,9	<0,0001	8,1	± 1,1	<0,0001
Tr vs Zm-Tr	-11,3	± 2,9	<0,0001	0,1	± 1,1	0,8359
PP vs Rcc	-14,9	± 1,9	<0,0001	3,5	± 0,7	<0,0001

<sup>1</sup> B: barbecho, Lm: *Lolium multiflorum*, Tr: *Trifolium repens*, PP: praderas permanentes, Zm: *Zea mays*, Rcc: rotación con cultivos cubierta.

<sup>2</sup> Valores corresponden al promedio del contraste ± error

<sup>3</sup> *p*-value ≤ 0,05 indica diferencias estadísticamente significativas.

<sup>4</sup> Análisis de prueba de contraste estadísticamente significativo (*p*-value < 0,05)

**Apéndice 4.** Pruebas de contrastes para carga total de NID, NOD y relación NID:NOD en el Experimento 1.

Tratamientos <sup>1</sup>	Variables a contrastar <sup>2 3</sup>							
	Carga NID		<i>p</i> -value	Carga NOD		NID:NOD <sup>1</sup>	<i>p</i> -value	
	kg N ha <sup>-1</sup>			kg N ha <sup>-1</sup>				%NT
B vs PP	201	± 21,6	<0,0001	-28	± 6,0	<0,0001	32,7 ± 3,2	<0,0001
PP <sub>0N</sub> vs PP <sub>150N</sub>	-5,2	± 19,4	0,7098	-17	± 5,4	0,0046	3,7 ± 2,9	0,2067
Zm-B vs Rcc	32,4	± 15,9	0,0483	-7,1	± 4,4	0,1173	6,5 ± 2,3	0,065
Rcc <sub>250N</sub> vs Rcc <sub>400N</sub>	-14,4	± 13,7	0,0828	-1,6	± 3,8	0,8039	-1,0 ± 2,0	0,6145
B vs Rcc	120,8	± 21,0	0,0002	-6	± 5,9	0,3113	5,5 ± 3,1	0,2645
Lm vs Zm-Lm	-102	± 19,4	<0,0001	47,4	± 5,4	<0,0001	-55 ± 2,9	<0,0001
Tr vs Zm-Tr	-80,9	± 19,4	0,0001	-1,5	± 5,4	0,779	-0,4 ± 2,9	0,8987
PP vs Rcc	-80,1	± 15,3	<0,0001	22,1	± 4,3	0,0003	-27 ± 2,3	<0,0001

<sup>1</sup> B: barbecho, Lm: *Lolium multiflorum*, Tr: *Trifolium repens*, PP: praderas permanentes, Zm: *Zea mays*, Rcc: rotación con cultivos cubierta, NID:NOD: relación NID:NOD.

<sup>2</sup> Valores corresponden al promedio del contraste ± error

<sup>3</sup> *p*-value ≤ 0,05 indica diferencias estadísticamente significativas.

**Apéndice 5.** Prueba de contraste sobre el efecto de cultivo cubierta y de la fertilización N sobre relación NID:NOD por temporada en los Ensayos 1 y 2 del Experimento 1.

Contraste	Estaciones a contrastar <sup>2 3</sup>					
	Columnas de lixiviación					
	O-I <sub>2016</sub>	<i>p</i> -value	Est <sub>2016/17</sub>	<i>p</i> -value	O-I <sub>2017</sub>	<i>p</i> -value
%NT	%NT		%NT			
B- PP	48 ± 2,6	<0,0001	2 ± 5,7	0,900	6 ± 4,9	0,211
Lm-Tr	-85 ± 2,3	<0,0001	-6 ± 5,1	0,179	-10 ± 4,5	0,049
PP <sub>(0N)</sub> - PP <sub>(150N)</sub>	1 ± 2,3	0,583	1 ± 5,1	0,727	-5 ± 4,5	0,648
Zm-B vs Rcc	5 ± 2,8	0,108	1 ± 4,8	0,929	19 ± 5,5	0,0005
Zm-Lm vs Zm-Tr	-7 ± 3,1	0,021	-1 ± 5,7	0,934	-33 ± 6,8	0,0001
Zm-Lm vs Zm-Lm+Tr	-3 ± 3,2	0,836	7 ± 5,6	0,258	-9 ± 6,8	0,776
Zm-Tr vs Zm-Lm+Tr	4 ± 3,2	0,04	8 ± 5,2	0,264	24 ± 6,8	<0,0001
Rcc <sub>250N</sub> vs Rcc <sub>400N</sub>	-2 ± 2,3	0,905	2 ± 4,0	0,471	-11 ± 9,6	0,012

<sup>1</sup> B: barbecho, Lm: *Lolium multiflorum*, Tr: *Trifolium repens*, PP: praderas permanentes, Zm: *Zea mays*, Rcc: rotación con cultivos cubierta.

<sup>2</sup> Valores corresponden al promedio del contraste ± error

<sup>3</sup> *p*-value ≤ 0,05 indica diferencias estadísticamente significativas.



**Apéndice 6.** Coeficientes de correlación de Pearson del Ensayo 1, Experimento 1 para todos los periodos estudiados. <sup>1</sup>

1.- O-I<sub>(2016)</sub>

	Conc NID	Carga NID	Conc NOD	Carga NOD	NID:NOD	Biomasa	Percolación
Conc NID	1	0,0003	<0,0001	0,0003	<0,0001	0,0009	0,001
Carga NID	0,72	1	<0,0001	0,0006	<0,0001	0,0002	<0,0001
Conc NOD	-0,88	-0,89	1	0,0001	<0,0001	0,01	<0,0001
Carga NOD	-0,72	-0,70	0,78	1	<0,0001	0,03	0,04
NID:NOD	0,89	0,86	-0,98	-0,83	1	0,005	<0,0001
Biomasa	-0,68	-0,74	0,60	0,49	-0,61	1	0,001
Percolación	0,66	0,90	-0,82	-0,46	0,77	-0,69	1

2.- Est<sub>(2016-17)</sub>

	Conc NID	Carga NID	Conc NOD	Carga NOD	NID:NOD	Biomasa	Percolación
Conc NID	1	<0,0001	0,5	0,82	0,12	0,19	0,43
Carga NID	0,80	1	0,07	0,84	0,2	0,02	0,12
Conc NOD	-0,16	-0,41	1	0,02	0,06	0,73	0,68
Carga NOD	-0,05	-0,05	0,52	1	<0,0001	0,03	0,06
NID:NOD	0,36	0,30	-0,42	-0,69	1	0,12	0,46
Biomasa	-0,31	-0,52	0,08	-0,48	0,36	1	0,01
Percolación	0,19	0,36	-0,10	0,43	-0,18	-0,6	1

3.- O-I<sub>(2017)</sub>

	Conc NID	Carga NID	Conc NOD	Carga NOD	NID:NOD	Biomasa	Percolación
Conc NID	1	<0,0001	0,93	0,47	0,04	0,78	0,58
Carga NID	0,99	1	0,79	0,54	0,06	0,97	0,37
Conc NOD	0,02	0,06	1	0,01	0,46	0,15	0,55
Carga NOD	-0,17	-0,14	0,57	1	0,07	0,67	0,49
NID:NOD	0,47	0,43	-0,17	-0,41	1	0,42	0,33
Biomasa	0,07	0,01	0,33	0,10	0,19	1	<0,0001
Percolación	0,13	0,21	-0,14	0,16	-0,23	-0,85	1

4.- Total Periodo

	Conc NID	Carga NID	Conc NOD	Carga NOD	NID:NOD	Biomasa	Percolación
Conc NID	1	0,0002	0,001	0,01	0,0005	0,04	0,74
Carga NID	0,75	1	<0,0001	0,002	<0,0001	0,04	0,19
Conc NOD	-0,68	-0,77	1	<0,0001	<0,0001	0,46	0,95
Carga NOD	-0,58	-0,65	0,83	1	<0,0001	0,63	0,6
NID:NOD	0,70	0,81	-0,90	-0,87	1	0,66	0,7
Biomasa	-0,46	-0,47	0,17	0,12	-0,10	1	<0,0001
Percolación	0,08	0,31	0,02	0,13	-0,09	-0,77	1

<sup>1</sup> Fondo amarillo de las casillas indica correlación estadísticamente significativa ( $p$ -value<0,05)

**Apéndice 7.** Coeficientes de correlación de Pearson del ensayo 2, experimento 1 para todos los periodos estudiados. <sup>1</sup>

1.- O-I<sub>(2016)</sub>

	Conc NID	Conc NOD	Carga NID	Carga NOD	NID:NOD	Biomasa	Percolación
Conc NOD	1	0,28	0,05	0,15	0,07	0,81	0,94
Conc NOD	-0,44	1	0,03	0,0002	0,0005	0,05	0,04
Carga NID	0,71	-0,76	1	0,02	0,01	0,19	0,09
Carga NOD	-0,55	0,96	-0,80	1	0,0002	0,16	0,09
NID: NOD	0,67	-0,94	0,87	-0,95	1	0,24	0,09
Biomasa	0,10	0,52	-0,51	0,55	-0,47	1	0,01
Percolación	-0,03	-0,72	0,63	-0,63	0,63	-0,85	1

2.- Est<sub>(2016-17)</sub>

	Conc NID	Conc NOD	Carga NID	Carga NOD	NID:NOD	Biomasa	Percolación
Conc NOD	1	0,37	0,34	0,88	0,78	0,52	0,09
Conc NOD	0,36	1	0,02	0,51	0,03	0,64	0,67
Carga NID	0,39	0,80	1	0,16	0,21	0,57	0,92
Carga NOD	0,06	0,27	0,54	1	0,62	0,55	0,41
NID:NOD	0,12	0,77	0,50	-0,21	1	0,53	0,55
Biomasa	0,27	0,20	-0,24	-0,25	0,26	1	0,05
Percolación	-0,64	-0,18	0,04	0,34	-0,25	-0,39	1

3.- O-I<sub>(2017)</sub>

	Conc NID	Conc NOD	Carga NID	Carga NOD	NID:NOD	Biomasa	Percolación
Conc NID	1	0,01	<0,0001	0,9	<0,0001	0,002	0,05
Conc NOD	-0,85	1	0,01	0,02	<0,0001	0,06	0,08
Carga NID	1,00	-0,84	1	0,9	<0,0001	0,01	0,56
Carga NOD	0,01	0,86	-0,01	1	<0,0001	0,03	0,40
NID:NOD	0,57	-0,98	0,55	-0,36	1	0,02	0,18
Biomasa	-0,84	0,69	-0,81	0,77	-0,36	1	0,02
Percolación	-0,25	0,65	-0,24	0,35	-0,52	-0,85	1

4.- Total Periodo

	Conc NID	Conc NOD	Carga NID	Carga NOD	NID:NOD	Biomasa	Percolación
Conc NOD	1	<0,0001	0,01	0,005	0,0001	0,14	0,01
Conc NOD	0,75	1	0,0004	0,0001	0,0001	0,003	<0,0001
Carga NID	-0,48	-0,59	1	<0,0001	<0,0001	0,01	0,01
Carga NOD	-0,48	-0,63	0,72	1	<0,0001	0,00330	0,001
NID:NOD	0,64	0,65	-0,65	-0,84	1	0,01	0,005
Biomasa	-0,27	-0,51	0,44	0,50	-0,45	1	<0,0001
Percolación	0,47	0,65	-0,47	-0,55	0,49	-0,76	1

<sup>1</sup> Fondo amarillo de las casillas indica correlación estadísticamente significativa ( $p\text{-value}<0,05$ )

**Apéndice 8.** Prueba de contrastes obtenidas para la comparación de las tendencias de ambas formas de N (NID y NOD) obtenidas en las metodologías del experimento 1 y 2 en ambos ensayos en O-I<sub>2017</sub>.

Tratamientos <sup>1</sup>	Concentración de NID <sup>2 3 4</sup>				Concentración de NOD <sup>2 3 4</sup>				Relación NID:NOD <sup>2 3 4</sup>			
	Columnas de lix.	<i>p-value</i>	Fullstop <sup>TM</sup>	<i>p-value</i>	Columnas de lix.	<i>p-value</i>	Fullstop <sup>TM</sup>	<i>p-value</i>	Fullstop <sup>TM</sup>	<i>p-value</i>	Fullstop <sup>TM</sup>	<i>p-value</i>
	mg L <sup>-1</sup>		mg L <sup>-1</sup>		mg L <sup>-1</sup>		mg L <sup>-1</sup>		mg L <sup>-1</sup>		mg L <sup>-1</sup>	
B vs PP	9,4 ± 2,8	0,0024	68,9 ± 20,8	0,0028	32,7 ± 3,2	<0,0001	-2,5 ± 1,5	0,1144	21,4 ± 10,6	0,055		
Lm vs Tr	-10,8 ± 2,6	0,0003	53,5 ± 19,5	0,0109	-60 ± 2,9	<0,0001	-2,4 ± 1,4	0,1034	7,6 ± 9,9	0,454		
PP <sub>0N</sub> vs PP <sub>150N</sub>	1,2 ± 2,6	0,6433	-53,8 ± 19,5	0,0105	3,7 ± 2,9	0,2067	3,3 ± 1,4	0,0296	-18 ± 9,9	0,079		
Zm-B vs Rcc	7,3 ± 2,3	0,0032	4,7 ± 15,1	0,7588	4,5 ± 2,3	0,065	-1,3 ± 1,1	0,2482	6,8 ± 7,7	0,508		
Zm-Lm vs Zm-Tr	-12,3 ± 2,9	0,0002	-23,2 ± 18,4	0,2185	-5,2 ± 2,9	0,0746	2,2 ± 1,3	0,1065	10,3 ± 9,4	0,283		
Zm-Lm vs Zm-Lm+Tr	-0,1 ± 2,9	0,9697	8,3 ± 18,4	0,657	-1,2 ± 2,9	0,6802	3,3 ± 1,3	0,0222	10 ± 9,4	0,298		
Zm-Tr vs Zm-Lm+Tr	12,2 ± 2,9	0,0002	31,4 ± 18,4	0,0993	4,1 ± 2,9	0,1644	1,0 ± 1,3	0,4524	-0,2 ± 9,4	0,985		
RCC <sub>250N</sub> vs RCC <sub>400N</sub>	1,0 ± 2,0	0,6095	-32,9 ± 13,0	0,0178	-1,0 ± 2,0	0,6145	1,2 ± 1,0	0,2327	-25 ± 9,4	0,972		

<sup>1</sup> B: barbecho, Lm: *Lolium multiflorum*, Tr: *Trifolium repens*, PP: praderas permanentes, Zm: *Zea mays*, Rcc: rotación con cultivos cubierta.

<sup>2</sup> Valores corresponden al promedio del contraste ± error

<sup>3</sup> *p-value* ≤ 0,05 indica diferencias estadísticamente significativas.

<sup>4</sup> Coloración amarilla indica diferencias estadísticamente significativas entre componentes del contraste.

## 11 ANEXOS

### Anexo 1. Descripción morfológica del sitio de estudio

Comuna de La Pintana, Provincia de Santiago, Región Metropolitana (33° 34' S – 70° 37' O, altitud 454 msnm). Cartográficamente pertenece al Complejo Santiago–Maipo, y se clasifica taxonómicamente como un Inceptisol (Soil Taxonomy, 2010).

Horizonte	Profundidad (cm)	Descripción morfológica
A <sub>p</sub>	0–37	Pardo oscuro (10 YR 3/3); franco arcillo limosa; muy plástico; muy adhesivo; bloques subangulares medios y gruesos moderados; poros finos y medios abundantes; raíces finas y medias comunes; gravas angulares y redondeadas escasas (<5%); fuerte reacción al HCl; límite lineal abrupto.
C	37–55	Variegado; arenosa; no plástico; no adhesivo; bloques subangulares medios y finos débiles; poros muy finos abundantes; raíces finas y medias escasas; reacción moderada al HCl; límite lineal abrupto.
2C	55–65+	Pardo amarillento oscuro (10 YR 3/4); arcillo limosa; muy plástico; muy adhesivo; maciza; poros muy finos abundantes; raíces medias y finas comunes; fuerte reacción al HCl.

Observaciones: Las raíces se concentran en el límite entre los horizontes C y 2C.

### Anexo 2. Caracterización de propiedades físicas del sitio de estudio

Horizonte / Prof.	Propiedades físicas e hidráulicas del suelo <sup>1,2</sup>											
	Textura			Clase text.	Da	Dr	Contenido volumétrico					K <sub>sat</sub>
	A	L	a				CC	PMP	PDR	PDL	AA	
cm	--- % ---				--- Mg m <sup>-3</sup> ---		-----cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> -----					cm h <sup>-1</sup>
A <sub>p</sub> (0–42)	20,9	44,7	34,4	F	1,42 ± 0,02	2,40	0,30 ± 0,02	0,15 ± 0,00	0,10 ± 0,02	0,06 ± 0,00	0,15 ± 0,02	11,88 ± 13,32
C (42–70)	5,3	26,9	77,8	aF	1,38 ± 0,03	2,65	0,20 ± 0,02	0,06 ± 0,01	0,21 ± 0,02	0,07 ± 0,00	0,14 ± 0,03	17,64 ± 13,32
2C (70–90)	25,1	42,9	32,0	F	1,31 ± 0,06	2,72	0,28 ± 0,02	0,17 ± 0,01	0,12 ± 0,01	0,11 ± 0,00	0,11 ± 0,00	–

<sup>1</sup> Valores corresponden a promedio ± error estándar (n = 3)

<sup>2</sup> Da, densidad aparente; Dr, densidad real; CC, capacidad de campo; PMP, punto de marchitez permanente; PDR, poros de drenaje rápido; PDL, poros de drenaje lento; AA, agua aprovechable; K<sub>sat</sub>, conductividad hidráulica a saturación (n = 13).

**Anexo 3.** Caracterización de propiedades químicas del sitio de estudio.

		Propiedades químicas del suelo <sup>1</sup>															
Horizonte/ Profundidad	MO	CE	pH <sub>(1:2,5 m/v)</sub>		TDC	TOC	TDN	C:N	Nutrientes disponibles					Cationes de intercambio			
			H <sub>2</sub> O	KCl	----	H <sub>2</sub> O (1:5 p/v)	----									Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>
cm	%	dS m <sup>-1</sup>			-----	mg kg <sup>-1</sup>	-----		-----mg kg <sup>-1</sup> -----					---cmol <sub>(+)</sub> kg <sup>-1</sup> ----			
Ap (0–22)	1,12	0,97	8,99	7,56	115,38	103,72	19,99	6	4,04	5,99	5,56	12,6	1,38	–	–	0,2	2,2
C (42–70)	0,19	1,1	8,1	7,7	28,51	15,07	9,22	3	0,8	4,41	1,24	0,5	0,33	21,3	2,3	0,5	0,6
2C (70–90)	0,52	1,82	8,74	7,58	23,2	11,39	6,6	4	2,06	6,99	2,03	1,5	0,63	19,5	2,1	0,7	0,5