

LIXIVIACIÓN DE NITRÓGENO Y CARBONO ORGÁNICO DISUELTO EN UNA ROTACIÓN MAÍZ-CULTIVO CUBIERTA EN LA ZONA MEDITERRÁNEA DE CHILE CENTRAL

Salazar O.^{1*}, Balboa L.², Peralta K.², Rossi M.², Casanova M.¹, Tapia Y.¹, Singh R.³, Quemada M.⁴

¹Departamento de Ingeniería y Suelo. Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile, Santa Rosa 11315, La Pintana, Santiago, Chile. e-mail: osalazar@uchile.cl, web: <http://www.agronomia.uchile.cl>

²Programa de Magíster en Manejo de Suelos y aguas, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile, Santa Rosa 11315, La Pintana, Santiago, Chile. e-mail: osalazar@uchile.cl, web: <http://www.agronomia.uchile.cl>

³Institute of Agriculture and Environment, Massey University, Palmerston North 4410, New Zealand. email: r.Singh@massey.ac.nz

⁴Departamento Producción Agraria, Universidad Politécnica de Madrid, 28040, Spain. email: miguel.quemada@upm.es

RESUMEN. En este estudio se estudiaron las pérdidas por lixiviación de nitrógeno (N) orgánico disuelto (NOD), N inorgánico disuelto (NID) y carbono orgánico disuelto (COD) bajo un sistema de rotación (*Zea mays* - *Zm*) y cultivos cubierta (CC) en un suelo de textura gruesa en columnas de suelo. Se evaluó el efecto combinado del uso de CC de gramíneas (*L. multiflorum* - *Lm*) vs leguminosas (*T. repens* - *Tr*) y dosis fertilización N óptima (250 kg N ha⁻¹) vs excesiva (400 kg N ha⁻¹) en las cargas de NID, NOD y COD. Se encontró que el tratamiento *Lm* y dosis óptima de N (250 kg ha⁻¹) generó menores pérdidas de NID. En los tratamientos con *Lm* permanente las cargas de NOD fueron el doble que las cargas de NID. La rotación *Zm-Tr* y dosis 400 kg N ha⁻¹ presentó las mayores cargas de NID, mientras que la rotación *Zm-Lm* y dosis 250 kg N ha⁻¹ mostró las menores cargas de NID.

ABSTRACT. In this experiment we studied the losses of dissolved organic N (DON), dissolved inorganic N (DIN) and dissolved organic C (DOC) under a maize (*Zea mays* - *Zm*) and cover crop (CC) rotation on a coarse-textured soil in leaching columns. The combined effects of grass (*L. multiflorum* - *Lm*) and legume (*T. repens* - *Tr*) as CC and optimal (250 kg N ha⁻¹) and overfertilised (400 kg N ha⁻¹) inorganic N fertilisation rates were evaluated on DIN, DON and DOC loads. We found that treatment of permanent *Lm* and optimal N fertilisation (250 kg N ha⁻¹) resulted into lower DIN losses. The DON load from the treatments with continuous *Lm* was on average twice the DIN load. The crop rotation *Zm* with 400 kg N ha⁻¹ applied and inclusion of *Tr* resulted into the highest DIN loads, while a crop rotation *Zm* with 250 kg N ha⁻¹ applied and inclusion of *Lm* had the lowest DIN loads.

reactivas de nitrógeno (N) en la atmósfera e hidrósfera, contribuyendo a acrecentar el esmog fotoquímico, el calentamiento de la atmósfera y la eutrofización de cuerpos de agua, entre otros problemas ambientales (Galloway et al., 2008).

Por otra parte, el maíz (*Zea mays* L.) es el cultivo de mayor producción y superficie a nivel mundial con aproximadamente mil millones de toneladas producidos y 180 millones de hectáreas sembradas, mientras que los pastizales ocupan cerca del 27% de la superficie terrestre y corresponden a casi un 70% de las tierras de uso agrícola (FAOSTAT, 2014).

El carbono (C) junto al N, constituyen dos de los flujos biogeoquímicos más importantes a nivel ecológico (Bolan et al., 2011); debido a las prácticas de manejo, la dinámica de estos elementos se ha observado notablemente contrastante entre los sistemas mencionados. Mientras que el efecto de la labranza del suelo y extensos periodos de barbecho han disminuido las reservas de C entre un 30-40% en la producción de cultivos, la prominente y constante actividad de raíces en pastizales genera un importante aporte de C, a través de un conjunto de procesos denominados rizodeposición, que conllevan al aumento de los niveles de materia orgánica del suelo (MOS) (Poeplau et al., 2011).

Es importante destacar que la necesidad de alcanzar altos rendimientos en la producción de cultivos se ha relacionado a suministros excesivos de N (Quemada et al., 2013), mientras que en pastizales la demanda de N puede ser suplida por el aporte desde la mineralización de la MOS, y/o mediante la fijación simbiótica del N atmosférico (Rasmussen et al., 2012).

La fracción disuelta de la MOS, denominada materia orgánica disuelta (MOD), constituye su fracción más móvil y cíclicamente activa, e involucra tanto formas disueltas de C orgánico (COD), como formas disueltas de N orgánico (NOD) (Kalbitz et al., 2000). Debido a que el COD y el NOD comprenden moléculas similares, además del hecho de que el COD puede ser utilizado como un sustrato energético para los microorganismos que facultan los procesos de mineralización e inmovilización del N, la dinámica de ambas moléculas se encuentra estrechamente vinculada (Kiikkilä et al., 2013; Carrillo-Gonzalez et al., 2013). A pesar de que en sistemas agrícolas la lixiviación de N ha sido asociada principalmente al N inorgánico disuelto (NID), antecedentes recientes han precisado que

1.- Introducción

Uno de los principales desafíos a los que se enfrentan los sistemas agropecuarios actualmente, es aumentar la producción para satisfacer una demanda alimenticia creciente, sin afectar la sustentabilidad medioambiental. La fertilización nitrogenada ha contribuido a la capacidad de estos sistemas para producir alimentos. Sin embargo, su uso excesivo ha propiciado un aumento en el número de formas

el NOD podría constituir un tercio de la lixiviación total de N en sistemas agrícolas (Murphy et al., 2000; van Kessel et al., 2009). Debido a la alta biodegradabilidad de NOD y COD, la pérdida de estos mediante lixiviación podría constituir un factor importante en el aceleramiento de la dinámica natural de incorporación de materia orgánica en cuerpos de aguas (Ghani et al., 2013).

El establecimiento de cultivos cubierta (CC), es una técnica que se ha utilizado para cubrir el suelo posterior a la cosecha del cultivo económico principal, con el fin de promover diferentes servicios ecológicos, entre ellos, el aumento de la concentración de nutrientes en el suelo al reducir su pérdida por lixiviación y escorrentías (Blanco-Canqui et al., 2015). Kaye y Quemada (2017), vinculan una mitigación de flujos de gases de efecto invernadero desde el suelo equivalente a 150 g CO₂ m⁻² año⁻¹ al utilizar CC. En acorde a lo anterior, Poeplau y Don (2015), señalan un secuestro de 0,32 Mg ha⁻¹ año⁻¹ de C al remplazar el período de barbecho con un CC. La reducción de la lixiviación de NO₃⁻ al utilizar CC ha sido ampliamente documentada (Gabriel et al., 2012; Tosti et al., 2014). Sin embargo, Quemada et al. (2013) apuntan que esto se encuentra sujeto al tipo de CC, ya que las leguminosas, a consecuencia de la fijación simbiótica del N atmosférico, aumentan los niveles del N en el suelo, sin reducir su lixiviación, pero mejorando la disponibilidad de N para el cultivo económico siguiente. Los principales factores que regulan la lixiviación de NOD guardan relación con el tipo de suelo, la cobertura vegetal y las entradas de agua y N (van Kessel et al., 2009). En cuanto a las entradas de N, Huang et al. (2011) y Zhang et al. (2016) han observado aumentos en la lixiviación de NOD al suministrar concentraciones crecientes de fertilización N. El establecimiento de CC es una medida cada vez más común, a pesar de ello poco se ha estudiado sobre sus efectos en la lixiviación de formas orgánicas de C y N. El objetivo principal del estudio fue evaluar el efecto de la inclusión de cultivos cubierta (*Lolium multiflorum* y/o *Trifolium repens*) y de la fertilización nitrogenada al maíz, en la lixiviación de formas disueltas de C y N en un suelo de textura gruesa bajo escala de estudio de columnas de suelo.

2.- Materiales y Métodos

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' S – 70° 37' O). Dentro de ella, este estudio se llevó a cabo en un invernadero de policarbonato de 20 m de ancho, 8 m de largo y 9 m de alto aproximadamente, con sistema de ventilación automática y con ventanas semimóviles que permiten la circulación del aire. El suelo utilizado en el estudio es de origen aluvial, pertenece al Complejo Santiago-Maipo y es un miembro de la Familia franca gruesa sobre arenosa esquelética, mixta, térmica de los Entic Haploxerolls (CIREN, 1996). El estudio constó de dos etapas: i)

Establecimiento del ensayo; y ii) Experimental, con mediciones en las columnas de lixiviación.

Los análisis de muestras de suelos y aguas se realizaron en el Laboratorio de Química de Suelos y Aguas y en el Laboratorio de Física de Suelos, pertenecientes al Departamento de Ingeniería y Suelos de dicha Facultad. En la Tabla 1 se presentan los resultados de la caracterización físico-química del suelo del estudio.

Tabla 1. Caracterización físico-química del suelo del estudio.

Propiedad ¹	Horizonte (profundidad)	
	Ap (0-42 cm)	C (42-50 cm)
pH (-)	8,99	8,01
MOS (%)	1,12	0,19
CE (dS m ⁻¹)	0,97	1,10
Da (Mg m ⁻³)	1,42	1,38
Arcilla (%)	20,9	5,3
Limo (%)	44,7	16,9
Arena (%)	34,4	77,8
Clase textural	Franca	Areno francosa

¹MOS: Materia orgánica del suelo; CE: conductividad eléctrica; Da: densidad aparente.

Este experimento fue establecido en primera instancia en agosto del 2015. Durante estos meses se montaron las columnas de suelo, dando inicio a la rotación correspondiente a la temporada primavera-verano 2015. Esta etapa fue considerada como prueba, por lo cual no se consideraron las muestras de lixiviados para el presente estudio. Posteriormente se dio paso a la rotación otoño-invierno durante los primeros días de mayo de 2016, seguida de la segunda temporada primavera-verano en diciembre del 2016. La segunda rotación otoño-invierno, fue establecida durante los primeros días de mayo del 2017.

En este experimento se instalaron 52 columnas de suelo dentro del invernadero en agosto de 2015. Estas consistieron en una tubería de polietileno de alta densidad (HDPE) de 50 cm de largo y 20 cm de diámetro (Figura 1) dispuestas en sentido vertical sobre un mesón. Para fijar las columnas al mesón se dispuso de 2 cilindros de acero, los cuales atravesaron las columnas en sentido horizontal, quedando finalmente la estructura columnar perpendicular al mesón.



Fig. 1. Imagen de las columnas y las estructuras utilizadas en el estudio.

En la base de las columnas se dispuso de embudos que fueron rellenos con arena de cuarzo. Estos poseen un orificio de 2,65 cm de diámetro que se conecta a un tubo perforado de PVC de 15 cm de largo recubierto con una malla metálica fina, para obtener una muestra de filtrada de agua percolada.

Una vez terminada la estructura, las columnas se rellenan con el suelo de las parcelas de campo. Este fue depositado entre 0 a 45 cm de profundidad, siguiendo la secuencia de horizontes original en forma de monolito. Aunque la densidad aparente (D_a) del suelo original se modificó por el proceso de llenado de las columnas, los horizontes fueron cortados y depositados en orden y posteriormente fueron regados durante 6 meses para estabilizar las columnas (periodo de establecimiento del ensayo). Los 5 cm remanentes de la columna fueron dejados para permitir la aplicación de cargas de agua y evitar el rebalse.

Para la recolección de las muestras de lixiviados se utilizaron bidones plásticos con capacidad de almacenaje de 3L dispuestos en la base de cada columna, permitiendo de este modo acumular el líquido derivado de la percolación profunda que posteriormente se recolectó para su análisis. Durante el periodo de estudio cada columna fue regada con 0,25-0,50 L por semana

(equivalente a 8-16 mm), dependiendo de las demanda de agua del cultivo, evitando además generar percolación profunda. Además, se registraron las fechas y montos de riego aplicados necesarios para el cálculo del balance hídrico. Para generar percolación de agua bajo los 50 cm, se aplicó un volumen de 4 L (equivalente a 129 mm) a cada columna durante el período de otoño-invierno para simular una lluvia de intensidad extrema, y el mismo monto durante el período primavera-verano para simular un riego excesivo. En total se utilizaron 9 aplicaciones de agua para generar percolación ($n=9$): tres en el otoño-invierno de 2016, cuatro en primavera-verano de 2016 y dos en el otoño-invierno de 2017. Para el cálculo de la evapotranspiración del cultivo (ETc) fue considerada la diferencia entre el agua perdida mediante percolación (volumen) y la cantidad de agua aplicada en forma de riegos y cargas de agua para generar percolación.

Las especies utilizadas en el estudio correspondieron a: maíz de grano (*Zea mays* L) variedad tardía 33Y74 – Pioneer (*Zm*), ballica anual (*Lolium multiflorum* Lam) ‘Winter Star II’ – ANASAC (*Lm*) y trébol blanco (*Trifolium repens* L.) ‘Kopu II’ – ANASAC (*Tr*) inoculado comercialmente con rizobios. Se evaluaron en total de 13 tratamientos agrupados en dos ensayos, presentados en la Tabla 2. El Ensayo 1 representa la dinámica de N y C derivada de sistemas que cuentan con CC permanentes en un suelo, mientras que el Ensayo 2 representa la dinámica de N y C que se genera al incorporar un CC en una rotación con el cultivo de maíz (*Zm*).

Tabla 2. Tratamientos y ensayos utilizados en el estudio

Ensayo	Tratamiento	Rotación anual de cultivos	Nitrógeno kg N ha ⁻¹
1	F _{0N} -F	Barbecho–barbecho	0
	Lm _{0N} -Lm	<i>L. multiflorum</i> – <i>L. multiflorum</i>	0
	Lm _{150N} -Lm	<i>L. multiflorum</i> – <i>L. multiflorum</i>	150
	Tr _{0N} -Tr	<i>T. repens</i> – <i>T. repens</i>	0
	Tr _{150N} -Tr	<i>T. repens</i> – <i>T. repens</i>	150
2	Zm _{250N} -F	<i>Z. mays</i> –barbecho	250
	Zm _{400N} -F	<i>Z. mays</i> –barbecho	400
	Zm _{250N} -Lm	<i>Z. mays</i> – <i>L. multiflorum</i>	250
	Zm _{400N} -Lm	<i>Z. mays</i> – <i>L. multiflorum</i>	400
	Zm _{250N} -Tr	<i>Z. mays</i> – <i>T. repens</i>	250
	Zm _{400N} -Tr	<i>Z. mays</i> – <i>T. repens</i>	400
	Zm _{250N} -Lm+Tr	<i>Z. mays</i> – <i>T. repens</i> + <i>L. multiflorum</i>	250
	Zm _{400N} -Lm+Tr	<i>Z. mays</i> – <i>T. repens</i> + <i>L. multiflorum</i>	400

La dosis de siembra varió según la especie vegetal, donde en el caso de *Lm* fue de 35 kg ha⁻¹, es decir 0,36 g de semillas por columna de suelo. Mientras que para *Tr* la dosis de siembra fue de 5 kg ha⁻¹, correspondiendo a 0,06

g de semillas por columna. Ambas dosis fueron calculadas en base a la recomendación del fabricante.

Se depositaron dos semillas de *Zm* por columna, dejando luego de la emergencia la planta de mayor vigor. Un caso distinto ocurrió con los tratamientos $Zm_{250}N-Lm+Tr$ y $Zm_{400}N-Lm+Tr$, ya que al conformarse por una mezcla de especies fue necesario adaptar la densidad de siembra de acuerdo con los hábitos de crecimiento de cada una. Por lo tanto, las semillas fueron mezcladas en una proporción de 70% *Tr* y 30% *Lm*, la cual permitiría alcanzar un rendimiento óptimo para el cultivo de ballica y disminuir la lixiviación de N debido a la influencia de *Tr*.

De acuerdo a la metodología ampliamente utilizada para la determinación de formas disueltas de C y N en muestras de agua (Murphy et al., 2000; Jones y Willett, 2006; van Kessel et al., 2009), el NID fue calculado como la suma de $N-NO_3$ y $N-NH_4$. El NOD, por otra parte, fue calculado como la diferencia entre el N disuelto total (NDT) y el NID, mientras que el COD se calculó como la diferencia entre el C disuelto total (CDT) y el C inorgánico disuelto (CID). El NDT, CDT y CID fueron determinados directamente utilizando un analizador TOC-L (Shimadzu Corp., Kyoto, Japón) que lleva integrado un módulo (TNM-L) para cuantificar N. La metodología se basa en una combustión oxidativa de las muestras donde el C es detectado por un sensor de infrarrojo no dispersivo, mientras que el N es detectado por quimioluminiscencia. La concentración de $N-NO_3$ y $N-NH_4$ en las muestras de lixiviados se determinó por colorimetría utilizando los métodos del ácido cromotrópico y amonio salicilato (Hach, 2005), respectivamente, en un espectrofotómetro marca HACH, modelo DR5000. Además se determinó la C:N entre los lixiviados, de acuerdo al contenido de CDT y NDT. Por otra parte, la carga ($kg\ ha^{-1}$), definida como la masa de elementos que sale del sistema por lixiviación, se estimó como el producto de la concentración de las formas disueltas en los lixiviados, el volumen de agua percolada y la superficie de las columnas.

El diseño estadístico utilizado consistió en un diseño en bloques (4 bloques) completamente aleatorizados con estructura de parcela dividida. En el análisis estadístico se utilizaron modelos lineales mixtos (MLM) con la ayuda del Software Infostat.

3.- Resultados y discusión

En la Figura 2 se muestra el efecto de la rotación maíz y cultivo cubierta (CC) y la fertilización de nitrógeno (N) en la ETc y percolación en las columnas de suelo del Ensayo 1. Considerando el periodo total de estudio, el tratamiento barbecho permanente ($F_{0N}-F$) presentó la percolación mayor, asociado a la ausencia de un cultivo que genere salidas de agua del sistema por transpiración.

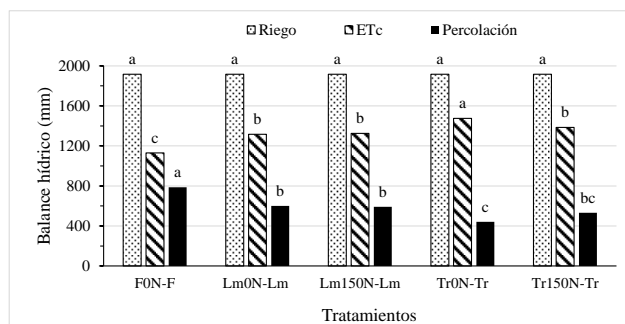


Fig. 2. Efecto de los cultivo cubierta (CC) permanente y la fertilización de nitrógeno (N) en la evapotranspiración del cultivo (ETc) y percolación en las columnas de suelo del Ensayo 1 medida entre abril de 2016 y Septiembre 2017 (ver en Tabla 2 la descripción de los tratamientos). Letras distintas entre las barras y ensayo indican diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$).

Durante las temporadas de otoño-invierno 2016 y 2017, los tratamientos *Zm-cc* que incluyeron *Lm* ($Zm_{250}N-Lm$, $Zm_{400}N-Lm$, $Zm_{250}N-Lm+Tr$ y $Zm_{400}N-Lm+Tr$) mostraron menor percolación que los tratamientos con barbecho y *Tr*. Sin embargo, durante la primavera-verano 2016, cuando el *Zm* estuvo presente en todos los tratamientos, no se registró una tendencia clara entre los tratamientos con la excepción de que la menor percolación fue medida en $Zm_{400}N-F$, que fue asociado a una mayor generación de MS en este tratamiento. En general, los tratamientos que incluyeron *Lm* ($Zm_{250}N-Lm$, $Zm_{250}N-Lm+Tr$ y $Zm_{400}N-Lm+Tr$) mostraron menor percolación que los tratamientos que incluyeron barbecho invernal o *Tr* ($Zm_{250}N-Tr$ y $Zm_{400}N-Tr$) en el periodo en estudio (Figura 3). Considerando el volumen de agua aplicado y la percolación medida, nuestros resultados sugieren que los tratamientos que incluyeron una rotación *Zm* y *Lm* mostraron mayor evapotranspiración que tratamientos con barbecho invernal (F) y *Tr* debido a una mayor producción de biomasa durante el periodo otoño-invierno.

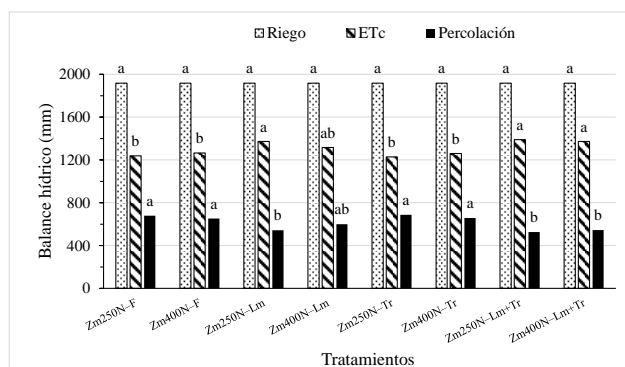


Fig. 3. Efecto de la rotación maíz y cultivo cubierta (CC) y la fertilización de nitrógeno (N) en la evapotranspiración del cultivo (ETc) y percolación en las columnas de suelo del Ensayo 2 medida entre abril de 2016 y Septiembre 2017 (ver en Tabla 2 la descripción de los tratamientos). Letras distintas entre las barras y ensayo indican diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$).

En el ensayo 1, los resultados del tratamiento con barbecho permanente ($F_{0N}-F$) indicarían una relación directa entre la mineralización de N y la concentración de NID en los lixiviados, donde al no existir un cultivo que

absorba el N de la solución suelo generado por la mineralización de N, éste quedaría disponible para sufrir pérdidas por lixiviación (Tabla 3).

En F_{0N} -F la lixiviación de NID fue la forma N principal que se perdió por lixiviación, mostrando diferencias significativas con el resto de los tratamientos incluidos en el ensayo 1. En los tratamientos con *Tr* permanente (Tr_{0N} -*Tr* y Tr_{150N} -*Tr*) las concentraciones de NID fueron en promedio dos o tres veces mayores que las registradas en los tratamientos con *Lm* permanente (Lm_{0N} -*Lm* y Lm_{150N} -*Lm*). Además, *Lm* presentó mayor producción de biomasa que *Tr*. Lo anterior indica que *Lm* absorbió mayor N desde la solución suelo, resultando en menor N susceptible para ser lixiviado. Por otra parte la presencia de *Tr* incrementó la concentración de N en solución suelo asociado al proceso de fijación de N atmosférico y en consecuencia se generó mayor N disponible para ser lixiviado.

Tabla 3. Efecto de los cultivo cubierta (CC) permanente y la fertilización de nitrógeno (N) en la concentración media ($n = 9$) de N inorgánico disuelto (NID), N orgánico disuelto (NOD) y carbono orgánico disuelto (COD) en los lixiviados y la materia seca (MS) media del CC (ensayo 1, $n = 3$; ensayo 2, $n = 2$) desde las columnas de suelo del Ensayo 1 medidas entre abril de 2016 y Septiembre 2017 (ver en Tabla 2 la descripción de los tratamientos).

Tratamientos	NID ¹	NOD ¹	COD ¹	MS del CC ¹
	----- mg L ⁻¹ -----			-- Mg ha ⁻¹ --
Ensayo 1				
F_{0N} -F	21,95 a	0,01 e	12,81 c	-
Lm_{0N} - <i>Lm</i>	5,55 d	3,05 a	15,12 bc	18,70 ab
Lm_{150N} - <i>Lm</i>	7,50 cd	0,79 c	19,47 ab	21,09 a
Tr_{0N} - <i>Tr</i>	14,06 bc	1,29 b	19,90 a	16,90 ab
Tr_{150N} - <i>Tr</i>	17,20 ab	0,39 d	14,82 bc	15,16 b
Ensayo 2				
Zm_{250N} -F	24,5 bc	1,46 b	15,65 b	-
Zm_{400N} -F	30,15 ab	2,04 b	14,32 b	-
Zm_{250N} - <i>Lm</i>	13,12 d	6,16 a	21,28 ab	20,84 ab
Zm_{400N} - <i>Lm</i>	25,75 bc	1,69 b	19,99 b	23,33 a
Zm_{250N} - <i>Tr</i>	27,8 ab	2,01 b	16,91 b	13,96 b
Zm_{400N} - <i>Tr</i>	36,65 a	1,36 b	15,54 b	15,21 ab
Zm_{250N} - <i>Lm</i> + <i>Tr</i>	29,35 ab	0,78 b	20,02 b	21,05 ab
Zm_{400N} - <i>Lm</i> + <i>Tr</i>	17,49 cd	6,17 a	30,46 a	20,46 ab

¹Letras distintas en una columna y ensayo indican diferencias estadísticas significativas ($p < 0,05$).

En el ensayo 2, la incorporación de CC en la rotación con *Zm* y las dosis de fertilización N tuvieron un efecto significativo en las concentraciones promedio de NID, NOD y COD durante el periodo en estudio (Tabla 3). Como se podría esperar, los tratamientos que recibieron dosis excesivas de N (400 kg N ha^{-1}) incrementaron la concentración de NID en los lixiviados, aunque el incremento fue solo significativo en Zm_{400N} -*Tr* (Tabla 3).

Huang et al. (2011) encontró que cuando la fertilización N se incrementó de 0 to 360 kg N ha^{-1} en una rotación trigo-maíz en China desde 8 a 104 mg N L^{-1} . La rotación *Zm-Tr* y dosis 400 kg N ha^{-1} presentó las mayores cargas de NID, mientras que la rotación *Zm-Lm* y dosis 250 kg N ha^{-1} mostró las menores cargas de NID. Como se discutió en el Ensayo 1, el *Lm* absorbió más NID desde la solución suelo, resultando en la concentración más baja de NID en los lixiviados (Korsaeth et al., 2003).

Sin embargo, los tratamientos con *Lm* (Zm_{250N} -*Lm* y Zm_{400N} -*Lm*+*Tr*) mostraron las concentraciones significativamente más altas de NOD en los lixiviados (6 mg NOD L^{-1}) entre todos los tratamientos. Huang et al. (2011) encontraron concentraciones de NOD en un rango desde 0.8 a 6.0 mg L^{-1} en los lixiviados de una rotación trigo-maíz in el norte de China. En este estudio no se encontró un efecto directo entre la dosis de fertilización N aplicada al cultivo de *Zm* en primavera, lo que sugiere que la mayor parte del N mineral aportado por el fertilizante fue absorbido por el cultivo de maíz o salió del sistema por lixiviación sin generar mayor interacción con las formas NOD.

De igual manera que las pérdidas de NOD, la rotación con *Zm* y exceso de fertilizante N y un CC de mezcla *Lm*+*Tr* (Zm_{400N} -*Lm*+*Tr*) resultó en las concentraciones más altas de COD en los lixiviados. En el resto de las rotaciones *Zm*-CC, las concentraciones de COD no mostraron diferencias significativas lo que indicaría que se necesitan periodos de estudio más largos para verificar el efecto de una especie en el ciclo del C en el suelo y su relación con las pérdidas de COD por lixiviación.

La Tabla 4 resume el efecto de los distintos tratamientos en las cargas de lixiviados de NID, NOD y COD, que integran el efecto combinado de la percolación (Figuras 2 y 3) y las concentraciones de estas formas solubles de N y C (Tabla 3) en los lixiviados de las columnas. En el ensayo 1, el tratamiento con barbecho permanente presentó las cargas más altas de NID, mientras que los tratamientos con *Lm* (Lm_{0N} -*Lm* y Lm_{150N} -*Lm*) mostraron las cargas más bajas de NID en los lixiviados. Lo anterior responde al efecto de una menor percolación y concentración de NID en los tratamientos con *Lm*. La carga de NID fue significativamente más alta en los tratamientos con *Tr* que *Lm*. En contraste, los tratamientos con *Lm* mostraron las mayores cargas de NOD. Esto se puede explicar porque *Lm* produce mayor biomasa área y radical que *Tr*. Por lo tanto, *Lm* registró por una parte la absorción mayor de NID y al mismo tiempo la generación mayor de NOD en las columnas de suelo. Como resultado en *Lm* la carga de NOD se incrementó en mayor medida debido a una mayor producción de residuos vegetales en superficie y a la participación de los microorganismos que generan NOD (Dijkstra et al., 2007). La especie *Lm* presentó en promedio cargas de NOD que fueron el doble que las cargas de NID en los lixiviados. Los tratamientos con F_{0N} -F (barbecho permanente) y Lm_{50N} -*Lm* mostraron las mayores cargas de COD, con diferencias significativas con los tratamientos con *Tr*.

Se encontró que en el suelo con barbecho permanente

(F_{0N}-F) la carga de COD fue 16 veces más alta que la carga de NOD, lo que sugiere que si un suelo bajo manejo agrícola tradicional pasa a un barbecho permanente por un periodo menor a dos años, la falta de incorporación de MOS y la exclusión del efecto de las raíces y sus exudados reduce la cantidad de NOD que se pierde por lixiviación en el suelo, mientras que las pérdidas de COD se mantienen con cargas similares a las de tratamientos con cultivos cubierta permanente.

En el ensayo 2 se encontró que los tratamientos con cultivo de *Zm*, dosis excesiva de N y mezcla de CC (*Zm*_{400N}-*Lm*+*Tr*) presentaron las cargas más altas de NID (227 kg ha⁻¹), mientras que el tratamiento con maíz y dosis óptima de N y *Lm* como CC (*Zm*_{250N}-*Lm*) mostró las menores cargas de NID (82 kg ha⁻¹) desde las columnas de suelo. En el tratamiento *Zm*_{250N}-*Lm* las menores cargas de NID se relacionaron al efecto combinado de una percolación menor, generado por una ETc mayor de LM durante el periodo otoño-invierno, y una dosis óptima de N durante el periodo del cultivo de *Zm* generando una menor concentración de NID en la solución suelo susceptible de lixiviación. En contraste, *Zm*_{250N}-*Lm* mostró las mayores cargas de NOD debido a principalmente a las concentraciones altas de NOD en los lixiviados. El tratamiento *Zm*_{400N}-*Lm*+*Tr* mostró la carga más alta de COD, asociada a las concentraciones altas de COD en los lixiviados.

Tabla 4. Efecto de la rotación maíz y cultivo cubierta (CC) y la fertilización de nitrógeno (N) en la carga media (n = 9) de N inorgánico disuelto (NID), N orgánico disuelto (NOD) y carbono orgánico disuelto (COD) en los lixiviados desde las columnas de suelo del Ensayo 2 medidas entre abril de 2016 y Septiembre 2017 (ver en Tabla 2 la descripción de los tratamientos).

Tratamiento	NID ¹	NOD ¹	COD ¹
	----- kg ha ⁻¹ -----		
Ensayo 1			
F _{0N} -F	237 a	6 b	102 a
Lm _{0N} -Lm	25 c	54 a	88 ab
Lm _{150N} -Lm	37 c	62 a	107 a
Tr _{0N} -Tr	142 b	8 b	71 b
Tr _{150N} -Tr	140 b	9 b	77 b
Ensayo 2			
Zm _{250N} -F	163 abc	2c	104 bcd
Zm _{400N} -F	207 ab	6 bc	88 de
Zm _{250N} -Lm	82 c	16 a	99 cde
Zm _{400N} -Lm	182 abc	12 ab	126 ab
Zm _{250N} -Tr	194 ab	10 abc	110 bc
Zm _{400N} -Tr	111 bc	8 abc	88 ef
Zm _{250N} -Lm+Tr	183 abc	8 abc	77 f
Zm _{400N} -Lm+Tr	227 a	14 ab	153 a

¹Letras distintas en una columna y ensayo indican diferencias estadísticas significativas ($p < 0,05$).

Vinther et al. (2006) indican que la materia orgánica fresca contribuye más a enriquecer las fracciones orgánicas disueltas de C y N que fracciones más estables como el humus, que podría explicar porque los tratamientos con CC mostraron mayor lixiviación de NOD que un suelo en barbecho. Al igual que en el ensayo 1, en el ensayo 2 se encontró que los periodos de barbecho y su falta de incorporación de MOS, generan una disminución más rápida en la cantidad de NOD que la de COD que se pierde por lixiviación en las columnas de suelo.

Es importante destacar que en este estudio en columnas de suelo se evaluaron los peores escenarios que favorecían las pérdidas por lixiviación de NID, como por ejemplo: un suelo de textura gruesa, aplicaciones excesivas de agua que simulaban una lluvia intensa o riego excesivo y dosis excesivas de N. estos resultados están en concordancia con estudios realizados en condiciones similares en la zona mediterránea de Chile central, donde se han registrado pérdidas altas de N por lixiviación (Salazar et al., 2014; Corradini et al., 2015; Salazar et al. 2017). Claramente la incorporación de CC como *Lm* y un manejo racional de N con aplicaciones de dosis óptimas de N como en *Zm*_{250N}-*Lm* son prácticas recomendadas para reducir las pérdidas por lixiviación de N en campos cultivados con *Zn* en suelos de textura gruesa en Chile central. Sin embargo, la incorporación de CC podría generar un incremento en las pérdidas de NOD y COD por lixiviación. Si el NOD se moviliza en el suelo se podría mineralizar bajo la zona donde se concentran las raíces de las plantas y contribuir así a las pérdidas de NDT, pero si se mineraliza en la zona de raíces podría quedar disponible para ser absorbido por las plantas. Por otra parte, los lixiviados de COD podrían ser una fuente importante para las bacterias desnitrificantes en horizontes más profundos y así reducir la lixiviación de NO₃⁻ y la contaminación difusa de cuerpos de agua cercanos.

6.- Conclusiones

En este estudio se demostró que la incorporación de cultivos cubierta en una rotación con el cultivo de maíz (*Zm*) genera un impacto significativo en los ciclos y pérdidas por lixiviación de NID, NOD y COD. Se encontró que el tratamiento *Lm* y dosis óptima de N (250 kg ha⁻¹) generó menores pérdidas de NID. En los tratamientos con *Lm* permanente las cargas de NOD fueron el doble que las cargas de NID. La rotación *Zm*-*Tr* y dosis 400 kg N ha⁻¹ presentó las mayores cargas de NID, mientras que la rotación *Zm*-*Lm* y dosis 250 kg N ha⁻¹ mostró las menores cargas de NID. Se encontró que los periodos de barbecho y su falta de incorporación de MOS, generan una disminución más rápida en la cantidad de NOD que la de COD que se pierde por lixiviación en las columnas de suelo.

Agradecimientos. Este estudio fue financiado por el Proyecto Fondecyt Regular N° 1150572 de Conicyt, Gobierno de Chile.

7.- Bibliografía

- Blanco-Canqui, H., T. M. Shaver, J. L. Lindquist, C. A. Shapiro, R. W. Elmore, C. A. Francis and G. W. Hergert, 2015. Cover crops and ecosystem services: Insights from studies in temperate soils. *Agron. J.* 107(6): 2449–2474.
- Bolan, N. S., D. C. Adriano, A. Kunhikrishnan, T. James, R. McDowell and N. Senesi, 2011. Dissolved organic matter: biogeochemistry, dynamics, and environmental significance in soils. (cap 1, pp: 1–62). In: Sparks, D. (Ed.) *Advances in Agronomy* (Volume No. 110). USA: Springer. 361 p.
- Carrillo-Gonzalez, R., M. C. A. Gonzalez-Chavez, J. A. Aitkenhead-Peterson; F. M. Hons and R. H. Loeppert, 2013. Extractable DOC and DON from a dry-land long-term rotation and cropping system in Texas, USA. *Geoderma.* 197: 79–86.
- Corradini, F., F. Nájera, M. Casanova, Y. Tapia, R. Singh, O. Salazar, 2015. Effects of maize cultivation on nitrogen and phosphorus loadings to drainage channels in central Chile. *Environ. Monit. Assess.* 187, 697.
- CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales), 1996. Estudio Agrológico. Descripción de suelos materiales y símbolos: VI Región. 474 p. (Publicación N° 114).
- Dijkstra, F.A., West, J.B., Hobbie, S.E., Reich, P.R. and Trost, J., 2007. Plant diversity, CO₂, and N influence inorganic and organic N leaching in grasslands. *Ecology* 88: 490–500. FAOSTAT (Food and Agriculture Organization of the United Nations Statistics Division), 2014. Production quantities by country. [en-línea]. Recuperado en: <http://faostat3.fao.org/faostat-gateway/go/to/browse/Q/QC/E>
- Gabriel, J. L., R. Muñoz-Carpena and M. Quemada, 2012. The role of cover crops in irrigated systems: Water balance, nitrate leaching and soil mineral nitrogen accumulation. *Agric. Ecosyst. Environ.* 155: 50–61.
- Galloway, J. N., A. R. Townsend, J. W. Erisman, M. Bekunda, Z. Cai, J. R. Freney and M. A. Sutton, 2008. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science.* 320, 889–892.
- Ghani, A., Sarathchandra, U., Ledgard, S., Dexter, M. and Lindsey, S., 2013. Microbial decomposition of leached or extracted dissolved organic carbon and nitrogen from pasture soils. *Biol Fertil Soils.* 49(6): 747-755.
- Hach, 2005. DR5000 Spectrophotometer procedures manual. 2th Edition. Hach Company. Germany. 846 p.
- Huang, M., T. Liang, Z. Ou-Yang, L. Wang, C. Zhang and C. Zhou, 2011. Leaching losses of nitrate nitrogen and dissolved organic nitrogen from a yearly two crops system, wheat-maize, under monsoon situations. *Nutr. Cycl. in Agroecosys.* 91(1): 77–89.
- Jones, D. L. and V. B. Willett, 2006. Experimental evaluation of methods to quantify dissolved organic nitrogen (DON) and dissolved organic carbon (DOC) in soil. *Soil Biol. Biochem.* 38(5): 991–999.
- Kalbitz, K., S. Solinger, J. H. Park, B. Michalzik and E. Matzner, 2000. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. *Soil Sci.* 165(4): 277–304.
- Kaye, J. P. and M. Quemada, 2017 Using cover crops to mitigate and adapt to climate change. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 37(1):1–17.
- Kiikkilä, O., A. Smolander and V. Kitunen, 2013. Degradability, molecular weight and adsorption properties of dissolved organic carbon and nitrogen leached from different types of decomposing litter. *Plant Soil.* 373(1–2): 787–798.
- Korsaeth, A., L.R. Bakken and H. Rile, 2003. Nitrogen dynamics of grass as affected by N input regimes, soil texture and climate: lysimeter measurements and simulations. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 66, 181–199.
- Murphy, D. V., A. J. Macdonald, E. A. Stockdale, K. W. T. Goulding, S. Fortune, J. L. Gaunt and W. S. Wilmer, 2000. Soluble organic nitrogen in agricultural soils. *Biol. Fertil. Soils.* 30(5–6): 374–387.
- Poepplau, C. and A. Don. 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops. A meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 200: 33–41.
- Poepplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., Van Wesemael, B., Schumacher, J. and A. Gensior, 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. *Global Change Biol.* 17(7): 2415-2427.
- Quemada, M., M. Baranski, M. N. J. Nobel-de Lange, A. Vallejo and J. M. Cooper, 2013. Meta-analysis of strategies to control nitrate leaching in irrigated agricultural systems and their effects on crop yield. *Agric. Ecosyst. Environ.* 174(1): 1–10.
- Rasmussen, J., K. Søgaard, K. Pirhofer-Walzl and J. Eriksen, 2012. N₂-fixation and residual N effect of four legume species and four companion grass species. *Eur. J. Agron.* 36(1): 66–74.
- Salazar, O., J. Vargas, F. Nájera, O. Seguel, M. and Casanova, 2014. Monitoring of nitrate leaching during flush flooding events in a coarse-textured floodplain soil. *Agric. Water Manage.* 146, 218–227.
- Salazar, O., F. Nájera, W. Tapia, M. Casanova, 2017. Evaluation of the DAISY model for predicting nitrogen leaching in coarse-textured soils cropped with maize in the Mediterranean zone of Chile. *Agric. Water Manage.* 182, 77-86.
- Tosti, G., Benincasa, P., Farneselli, M., Tei, F. and Guiducci, M., 2014. Barley-hairy vetch mixture as cover crop for green manuring and the mitigation of N leaching risk. *Eur. J. Agron.* 54: 34–39
- Van Kessel, C., T. Clough and J. W. van Groenigen, 2009. Dissolved organic nitrogen: an overlooked pathway of nitrogen loss from agricultural systems? *J. Environ. Qual.* 38(1): 393–401.
- Vinther, F.P., E.M. Hansen and J. Eriksen, 2006. Leaching of soil organic carbon and nitrogen in sandy soils after cultivating grass-clover swards. *Biol. Fertil. Soils* 43, 12-19.
- Zhang, H., Y. Zhang, C. Yan, E. Liu and B. Chen, 2016. Soil nitrogen and its fraction between long-term conventional and no-tillage systems with straw retention in dryland farming in northern China. *Geoderma* 269: 138–144.

