



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE POSTGRADO

**BIOFILTROS ANGOSTOS COMO MEDIDA DE MITIGACIÓN PARA
REDUCIR LAS PÉRDIDAS DE NITRÓGENO DESDE CAMPOS DE
MAÍZ EN LA ZONA CENTRAL DE CHILE: BALANCE DE
NITRÓGENO DURANTE EL PRIMER AÑO**

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

CLAUDIA JAVIERA ROJAS PINOCHET

Director de Tesis
OSVALDO SALAZAR GUERRERO

Profesores consejeros
MANUEL CASANOVA PINTO
OSCAR SEGUEL SEGUEL

SANTIAGO - CHILE
2015

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE POSTGRADO

BIOFILTROS ANGOSTOS COMO MEDIDA DE MITIGACIÓN PARA REDUCIR
LAS PÉRDIDAS DE NITRÓGENO DESDE CAMPOS DE MAÍZ EN LA ZONA
CENTRAL DE CHILE: BALANCE DE NITRÓGENO DURANTE EL PRIMER AÑO.

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

CLAUDIA JAVIERA ROJAS PINOCHET

	Calificaciones (Memoria de Título)	Calificaciones (Tesis de Grado)
DIRECTOR DE TESIS		
Sr. Osvaldo Salazar Guerrero Ingeniero Agrónomo, MS, Ph.D.	7,0	Aprobada
PROFESORES CONSEJEROS		
Sr. Manuel Casanova Pinto Ingeniero Agrónomo, MS.	6,6	Aprobada
Sr. Oscar Seguel Seguel Ingeniero Agrónomo, Dr.	6,3	Aprobada

Santiago, Chile
2015

AGRADECIMIENTOS Y DEDICATORIAS

Estoy muy agradecida de los consejos, conocimientos compartidos y apoyo constante de mi profesor guía Osvaldo Salazar, quien siempre mostró la mejor disposición para ofrecer su ayuda y tiempo durante el desarrollo de esta investigación.

A mis profesores consejeros Manuel Casanova y Oscar Seguel, agradezco la disposición, propuestas, críticas y comentarios que aportaron en gran medida a la realización de este trabajo.

A los amigos (as) y compañeros (as) del Laboratorio de Química de Suelos y Aguas agradezco mucho la ayuda que me brindaron para el desarrollo de la tesis: Kanko, Sra. Marisol, Sra. Consuelo, don Hugo Pérez, don Gabriel, Naty, Piero, Norma Daniela, Romi, Pato, Nico, Feña, Fabio y a los demás integrantes del laboratorio que estuvieron presentes durante este proceso.

A las amigas y amigos que conocí en estos años universitarios agradezco su presencia y compañía durante este ciclo, en especial: Imelda, Charlasana, Rigs, Jrr, Jota, Dieg, Nachito, Marifern, Patito. Gracias también a mis amigas de la vida por estar apoyándome siempre.

Quisiera dedicar este trabajo a mi familia: Claudia, Alejandro, Esteban, Gloria y Roberto. Quienes me acompañaron, guiaron, enseñaron, y quisieron desde mucho antes de siquiera pensar en hacer esta tesis.

ÍNDICE

RESUMEN	1
CAPÍTULO I: MONOGRAFÍA	2
Ciclo del nitrógeno y contaminación difusa.....	2
Producción de maíz grano y contaminación difusa en Chile.....	4
Medidas de mitigación de contaminación difusa y uso de biofiltros.....	5
 LITERATURA CITADA.....	 11
 CAPÍTULO II: ARTÍCULO CIENTÍFICO	 17
 RESUMEN.....	 17
 ABSTRACT.....	 18
 INTRODUCCIÓN.....	 19
 HIPÓTESIS.....	 21
 OBJETIVOS.....	 21
Objetivo general.....	21
Objetivos específicos.....	21
 MATERIALES Y MÉTODOS.....	 22
Descripción del lugar de estudio.....	22
Caracterización de los suelos.....	22
Tratamientos y diseño experimental.....	24
Metodología.....	25
Variables climáticas.....	25
Balance hídrico del suelo en los biofiltros.....	25
Balance de nitrógeno en los biofiltros.....	26
Determinación de aporte de nitrógeno por flujo lateral subsuperficial.....	27
Análisis estadístico.....	28
 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	 29
Caracterización de los suelos.....	29
Variables climáticas.....	30
Balance hídrico del suelo en los biofiltros.....	30
Balance de nitrógeno en los biofiltros.....	31
Aportes y pérdidas de nitrógeno por flujo lateral subsuperficial.....	33
Aportes y pérdidas de nitrógeno por escurrimiento superficial.....	36
Adición de nitrógeno por precipitaciones.....	37
Mineralización/Inmovilización de nitrógeno en el suelo.....	37
Lixiviación de nitrógeno.....	38

Absorción de nitrógeno por las plantas.....	39
Variabilidad espacial en los sitios de estudio.....	40
Pérdidas gaseosas de nitrógeno hacia la atmósfera.....	41
Retención de nitrógeno por los biofiltros establecidos.....	42
CONCLUSIONES.....	47
LITERATURA CITADA.....	48
ANEXOS Y APÉNDICES.....	56

Índice de cuadros

Cuadro 1. Estudios para evaluar la efectividad de biofiltros en la remoción y retención de nitrógeno en diferentes países del mundo (últimos 20 años).....	7
Cuadro 2. Superficie, tipo de cultivo, rendimiento y fertilización nitrogenada en San Luis (SL) y Caleuche (CLC) durante la temporada 2011-2012.....	23
Cuadro 3. Descripción de los tratamientos.....	24
Cuadro 4. Balance de nitrógeno en un biofiltro y procedimiento para estimar formas nitrogenadas.....	27
Cuadro 5. Propiedades físicas y químicas de los suelos analizados.....	29
Cuadro 6. Balance de nitrógeno (N) en el suelo de los biofiltros ubicados en San Luis.....	32
Cuadro 7. Balance de nitrógeno (N) en el suelo de los biofiltros ubicados en Caleuche.....	32

Índice de figuras

Figura 1. Ciclo del nitrógeno en los suelos (adaptado de Havlin <i>et al.</i> , 2013)	3
Figura 2. Mapa de los sitios de estudio San Luis y Caleuche	22
Figura 3. Diagrama de distribución de las parcelas experimentales en San Luis (SL) y Caleuche (CLC)	24
Figura 4. Precipitación (Pp) medida e informada por INIA para la zona agroclimática 76.5. Evapotranspiración potencial (ET0) y temperatura media (T) mensual medidas en los sitios (n=2). (Temporada 2012-2013).....	30
Figura 5. Contenido promedio de nitrógeno (N) disponible ($N_{NO_3 + NH_4}$) a la entrada y salida de los biofiltros en SL para cada una de las fechas de medición. Fecha 1: 04-09-2012; Fecha 2: 02-10-2012 y; Fecha 3: 14-03-2013	33
Figura 6. Nitrógeno (N) disponible ($N_{-NO_3+N-NH_4}$) aportado por el flujo lateral subsuperficial a la entrada y salida de los biofiltros en ambas temporadas	35
Figura 7. Diagrama de la variabilidad espacial del contenido de nitrógeno (N) en el suelo ($kg\ N\ ha^{-1}$) de 0 a 100 cm de profundidad, al inicio del ensayo en ambos sitios.....	41

Figura 8. Nitrógeno disponible ($N-NO_3+N-NH_4$) retenido por los tratamientos establecidos en el sitio a) SL y b) CLC en las temporadas otoño-invierno y primavera-verano	43
Figura 9. Entradas y salidas de nitrógeno disponible ($N-NO_3+N-NH_4$) en el sistema de biofiltros del sitio SL durante la temporada otoño-invierno (arriba) y primavera-verano (abajo), en cada tratamiento	44
Figura 10. Entradas y salidas de nitrógeno disponible ($N-NO_3+N-NH_4$) en el sistema de biofiltros del sitio CLC durante la temporada otoño-invierno (arriba) y primavera-verano (abajo) en cada tratamiento	45

RESUMEN

Esta tesis titulada “Biofiltros angostos como medida de mitigación para reducir las pérdidas de nitrógeno desde campos de maíz en la Zona Central de Chile: Balance de nitrógeno durante el primer año” se estructura en dos capítulos que incluyen: I. Monografía que resume y analiza la bibliografía publicada en el uso de biofiltros como medida de mitigación de contaminación difusa por nitrógeno en zonas cultivadas y II. Un estudio de caso de “Biofiltros angostos y pérdidas de nitrógeno en suelos cultivados con maíz en Chile Central. Primer año.” que detalla, presenta y analiza los resultados de un ensayo de evaluación del uso de biofiltros angostos desarrollado en la Región de O’Higgins.

CAPÍTULO I. MONOGRAFÍA

USO DE BIOFILTROS COMO MEDIDA DE MITIGACIÓN PARA EVITAR LAS PÉRDIDAS DE NITRÓGENO DESDE CAMPOS DE MAÍZ EN LA ZONA CENTRAL DE CHILE

Ciclo del nitrógeno y contaminación difusa

Durante la década de los 90, algunos estudios sugerían que la contaminación de cuerpos de agua causada por la aplicación excesiva de nitrógeno (N) en actividades agropecuarias había evolucionado desde una escala local hacia una escala regional (Vitousek y Howarth, 1991; Heathwaite *et al.*, 1993; Webber *et al.*, 2010). Investigaciones recientes han demostrado que el problema ha alcanzado una escala continental, afectando extensas zonas en los océanos, y algunos incluso mencionan que se trata de un problema a nivel global (Doney, 2010).

Se ha señalado que la calidad de las aguas superficiales se ha visto deteriorada debido a la acción de elementos que provienen de fuentes de contaminación puntuales (FCP) y/o fuentes de contaminación difusas (FCD), las cuales ocasionan severos daños en ecosistemas costeros y amenazan el suministro de agua potable para la población (Wu y Chen, 2013). Las FCP incluyen principalmente descargas de residuos municipales (de áreas urbanas o residenciales) y descargas de aguas residuales provenientes de zonas industriales. Las FCD se originan a partir del movimiento de aguas de lluvia, deshielos o agua de riego a través del suelo, las cuales transportan y depositan contaminantes en ríos, lagos y zonas costeras (Wu y Chen, 2013).

Particularmente, la agricultura moderna ha sido reconocida por agricultores y ambientalistas, como una fuente significativa de contaminación difusa de nitrógeno (N) hacia aguas superficiales y subsuperficiales (Burt y Haycock, 1993). Estudios realizados por Vitousek *et al.* (1997), señalaron que una de las principales razones del incremento sostenido de N en los cuerpos de agua se debía a que en los últimos 100 años se había doblado la tasa de aporte de N a suelos agrícolas, debido al uso intensivo de fertilizantes y enmiendas orgánicas, lo que continuaría aumentando con el paso del tiempo. Así, la aplicación excesiva de fuentes N tiene el potencial de contaminar aguas superficiales y subterráneas, ya que el movimiento de N desde suelos con uso agrícola a cuerpos de agua cercanos ocurre a través de diversas rutas, que incluyen: i) escurrimiento superficial, ii) flujo lateral subsuperficial hacia drenes y, iii) lixiviación hacia napas subterráneas. Todos los procesos de transporte antes mencionados, finalmente generan descargas a la red

hidrológica de una cuenca que incluye: arroyos, lagos, pantanos, ríos, etc. (Dowd *et al.*, 2008).

El nitrato (NO_3^-) es la forma más susceptible de ser transportada hacia los cuerpos de agua, debido a que es muy soluble en agua y a que la capacidad de adsorción de aniones como éste a sitios de intercambio en los suelos es por lo general baja (Armstrong y Burt, 1993). Su concentración en la solución suelo se relaciona directamente a los procesos asociados al ciclo del N, como se muestra en la Figura 1, que incluye: 1) adiciones externas al suelo vía fertilización, incorporación de enmiendas orgánicas, adiciones desde la atmósfera y escorrentía 2) mineralización/inmovilización (transformación de N orgánico \rightarrow NH_4^+), 3) nitrificación (transformación de $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_3^-$), 4) absorción, 5) lixiviación, 6) desnitrificación (transformación de $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^-$, NO ó N_2), 7) volatilización ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NH}_3$) 8) fijación de NH_4^+ ; estas dos últimas reducen la disponibilidad de NH_4^+ para el proceso de nitrificación y 9) pérdidas por escorrentía (Havlin *et al.*, 2013). Es importante destacar que el movimiento de N, particularmente NO_3^- , está directamente relacionado a procesos hidrológicos en el sistema.

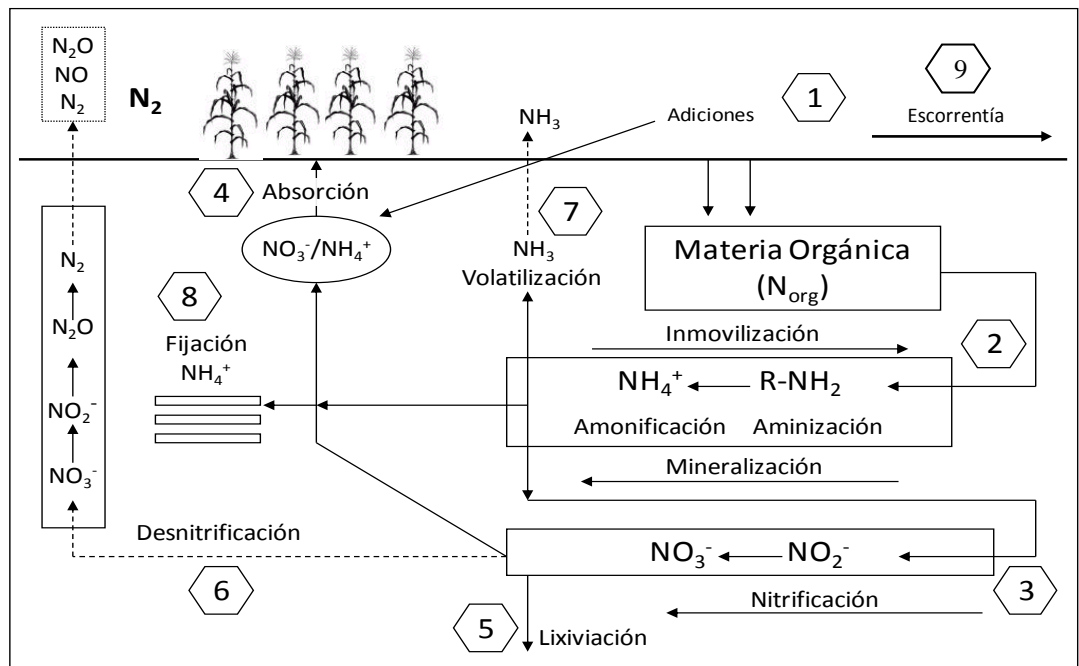


Figura 1. Ciclo del nitrógeno en los suelos (adaptado de Havlin *et al.*, 2013). Los hexágonos corresponden a los procesos detallados en el texto.

Una consecuencia de los procesos de contaminación difusa de N es la eutrofización en cuerpos de agua superficiales (Carpenter *et al.*, 1998), proceso ocasionado por aportes significativos de materia orgánica y de nutrientes inorgánicos tales como N y fósforo (P) en un ecosistema acuático, los que estimulan la fijación de carbono orgánico por productores primarios, generando un alto consumo de oxígeno en el medio (Smiley *et al.*, 2011). Los procesos de eutrofización avanzada han generado situaciones de hipoxia permanente, afectando severamente los ecosistemas costeros (Vahtera *et al.*, 2007).

Las zonas agrícolas son consideradas como la principal fuente de contaminación difusa

(David *et al.*, 1997), principalmente aquellas áreas que se encuentran rodeando cuerpos de agua, las cuales son más propensas a la lixiviación de N, en especial las que presentan suelos de textura gruesa que tienen una percolación rápida (Stålnacke *et al.*, 1999). Por otro lado, el consumo de agua con altos niveles de NO_3^- puede generar diversos efectos adversos en la salud de animales y humanos, tales como metahemoglobinemia en infantes, cáncer y enfermedades respiratorias (Ward *et al.*, 2005).

Producción de maíz grano y contaminación difusa en Chile

En Chile, la pequeña y mediana agricultura concentra el mayor número de explotaciones productivas dedicadas al cultivo de maíz para grano (Comisión Nacional de Buenas Prácticas Agrícolas, 2008). Según datos de INE (2012), la superficie sembrada con maíz grano en la Región de O'Higgins durante la temporada 2011/12 alcanzó las 47.400 ha, con una producción regional de 560.000 toneladas y un rendimiento promedio de 120 qqm ha^{-1} . Para la temporada 2012/13 alcanzó a 55.600 ha, una producción regional de 655.000 toneladas y un rendimiento promedio de 118 qqm ha^{-1} (Muñoz, 2013). Finalmente, para la temporada 2013/14 se sembraron 47.700 ha, alcanzando una producción regional de 540.000 toneladas y un rendimiento promedio de 106 qqm ha^{-1} (Muñoz, 2014).

El N es usualmente el nutriente más limitante para la producción de maíz para grano. En Chile, la mayor fuente de N para los cultivos de maíz son los fertilizantes nitrogenados, tales como urea y nitrato de potasio, con tasas de aplicación que frecuentemente superan los 300 kg ha^{-1} de N en la zona central del país (ODEPA-CHILE, 2010). Salazar *et al.* (2013) realizaron un estudio en el que se evaluaron las dosis de N, P y potasio (K) en 31 predios con maíz para grano en la temporada 2012-2013, observando dosis de N (mezcla maicera y urea) entre 350 y 520 kg ha^{-1} . Así, al realizar un balance de N (rendimientos obtenidos, aporte de N desde el suelo y eficiencia de aplicación), determinaron que todos los agricultores habían sobrefertilizado, con dosis que excedían entre un 30% a un 90% la dosis de N óptima productiva. Aparentemente estas dosis de aplicación se basan en recomendaciones o "recetas", más que en análisis de suelo o balances de N; de hecho, las dosis de aplicación de N en Chile duplican las dosis medias aplicadas en EUA (USDA, 2011). A pesar que el cálculo preciso de dosis de aplicación de N puede ayudar a reducir las pérdidas hacia el ambiente, no se puede evitar en su totalidad la contaminación de cuerpos de agua superficiales (Dowd *et al.*, 2008).

En la actualidad, más del 40% del agua consumida en las zonas urbanas de Chile es subterránea, y en el caso de áreas rurales, ésta llega a un 76%. En particular, si sólo se considera la zona ubicada entre la Región Metropolitana y la Región del Bío Bío (33-38°S), más del 83% del agua potable para consumo se obtiene de aguas subterráneas (Arumi *et al.*, 2005). En Chile, se han realizado algunos estudios para evaluar el impacto de la actividad agrícola en los niveles de NO_3^- en cuerpos de agua. Por ejemplo, Golembesky (2004) e Iriarte (2007) encontraron que los valores de NO_3^- medidos en cuerpos de agua adyacentes a zonas agrícolas de la Región del Libertador Bernardo O'Higgins, donde el maíz es el cultivo más común, eran usualmente mayores que los estándares de calidad de

agua de consumo humano ($<10 \text{ mg L}^{-1}$ de N-NO_3) según Norma Chilena NCh409/1 (INN, 2005).

Donoso *et al.* (1999) revisaron la calidad del agua subterránea utilizada para consumo en 45 localidades a lo largo de Chile, observando que sólo una localidad (en la Región Metropolitana) presentó concentraciones ligeramente menores de N-NO_3 a los estándares de calidad de agua. Por otra parte Pizarro *et al.* (2010), al evaluar el patrón que seguía el N disuelto en ríos de la Zona Centro Sur de Chile durante los últimos 20 años concluyen que si la tendencia mostrada por este contaminante continúa ascendiendo, los ríos Rapel, Mataquito y Maule se encontrarán dentro de los más contaminados del mundo. Sin embargo, otro estudio indica que la mayoría de los cursos de agua en el área no presentan concentraciones significativas de N (Arumi *et al.*, 2005).

Medidas de mitigación de contaminación difusa y uso de biofiltros

Para contrarrestar las consecuencias negativas de las descargas excesivas de nutrientes en los ecosistemas acuáticos, es necesario implementar medidas de mitigación que permitan reducir las pérdidas de N desde áreas agrícolas. Estas estrategias deben contemplar técnicas que permitan interceptar y retener el N que se transporta en formas solubles, antes que alcance algún cuerpo de agua cercano.

Existe un amplio rango de Buenas Prácticas Agrícolas (BPA) para mantener la calidad del agua superficial y subsuperficial. Por ejemplo, la aplicación del fertilizante N a los cultivos se debe estimar en base a una dosis adecuada considerando las necesidades de N por parte del cultivo, el suministro aportado por el suelo y la eficiencia de aplicación de N, con el fin de minimizar las pérdidas de N hacia el ambiente (Chaubey *et al.*, 1994). Además, se deben realizar las aplicaciones al suelo en forma oportuna y parcializada, en los momentos de mayor demanda del cultivo. Adicionalmente, un manejo eficiente del sistema de riego puede contribuir a reducir las pérdidas de N por escurrimiento superficial. También, se pueden establecer cubiertas vegetales (praderas invernales) para retener el NO_3^- que es movilizado en el agua y se debe efectuar un adecuado manejo de los rastrojos.

Sin embargo, estas prácticas no resultan completamente efectivas para retener el N que ha alcanzado los límites de los predios por escurrimiento superficial y flujo lateral subsuperficial, por lo que no se puede evitar su movimiento hacia aguas superficiales cercanas. Por lo tanto es importante destacar que independientemente del manejo del N en el predio, las pérdidas de este elemento siempre se van a generar como un proceso natural, y se verán intensificadas por un mal manejo.

Una posible solución a lo anteriormente mencionado, es el uso de biofiltros o “zonas buffer”. Éstas corresponden a franjas de terreno con vegetación permanente, usualmente arbustos y praderas, los que se ubican adyacentes a cuerpos de agua superficiales, cercanos a zonas con uso agropecuario (Mayer *et al.*, 2006).

Los biofiltros vegetales se caracterizan por poseer alta densidad y diversidad de especies, las cuales se localizan en una zona de transición, específicamente en la interface entre ecosistemas terrestres y acuáticos (Burt y Haycock, 1993). Es considerada una zona más dinámica que estática, cuyos atributos e interconexiones dependen de su posición transitoria entre sistemas ecológicos adyacentes. En estas zonas buffer, el suelo presenta un estado continuo o periódico de saturación, provocado por las aguas subterráneas o su ascenso capilar (Lin *et al.*, 2002), determinando condiciones anaeróbicas en el medio.

Los biofiltros están diseñados para interceptar el escurrimiento superficial y así reducir los sedimentos transportados por el agua y el N disuelto que se mueve hacia aguas superficiales. Ahí, la remoción de este elemento desde flujos superficiales es inducida por la deposición de sedimentos que presentan N adsorbido a su superficie y/o por el intercambio de N disuelto con la superficie del suelo y los residuos orgánicos presentes (Mihara, 2006). Además, los biofiltros facilitan la transformación y absorción del N que se moviliza a través de flujos subsuperficiales debido a la acción de los microorganismos del suelo y la vegetación presente (Rassam *et al.*, 2006). De esta forma, se logran proteger los cursos de agua superficiales.

La idea de establecer estas zonas en suelos con fertilizantes químicos y enmiendas orgánicas ha sido extensiva en muchos países (Cuadro 1). Particularmente, su uso al borde de los campos para atrapar contaminantes se ha utilizado en EUA, donde la Agencia de Protección Ambiental lo considera una BPA para controlar la descarga de aguas contaminadas con N en cuerpos de agua superficiales (Mayer *et al.*, 2006).

Los factores más importantes que determinan la efectividad de los biofiltros son el movimiento del agua a través o sobre éstos (hidrología), el ancho de las franjas y su composición vegetal.

Para remover el N del escurrimiento superficial es necesario que la velocidad de escurrimiento del agua disminuya lo suficiente para permitir que los sedimentos se depositen y se estabilicen sobre la zona buffer, a fin de evitar un movimiento canalizado rápido (Dillaha *et al.*, 1989). La retención de N del escurrimiento superficial fluctúa entre un 10% y un 80%, donde existe una relación directa entre el ancho del biofiltro y una retención mayor de N (Shirley y Smith, 2005). Por ejemplo, estudios realizados en EUA (Mayer *et al.*, 2006) notaron que franjas más anchas (> 50 m) removieron consecuentemente una cantidad significativamente mayor de N. El ancho de los biofiltros constituye una variable importante ya que influye en el tiempo de contacto entre el agua que es transportada hacia el cuerpo de agua y la vegetación en el biofiltro. Este período aumentará, en la medida que el ancho también se incremente (Grismer *et al.*, 2006). Sin embargo, otros estudios en Italia señalan que la remoción de N por parte de los biofiltros es efectiva, aún si se utilizan biofiltros angostos (5 a 8 m), demostrando la capacidad que presentan en la retención de agua y contaminantes provenientes del escurrimiento superficial desde zonas cultivadas (Borin y Bigon, 2002; Borin *et al.*, 2005; Balestrini *et al.*, 2011). La pendiente que presenta el terreno también podría influir en la capacidad de retener sedimentos y solutos en los flujos de agua, siendo más efectivos biofiltros anchos (> 10 m) que se encuentran situados en zonas con un gradiente alto de pendiente (> 5%)(Liu *et al.*, 2008).

A partir de un estudio realizado por Dunn *et al.* (2011) se encontró que tanto la pendiente del campo como el ancho del biofiltro no influyen en su capacidad de reducir contaminantes provenientes de suelos agrícolas. Por otro lado, Borin *et al.* (2005) demostraron que un biofiltro de 6 m de ancho fue efectivo para controlar el paso de nutrientes a través de éste, disminuyendo su cantidad en forma significativa. Syversen (2005), determinó la existencia de diferencias entre anchos de biofiltro, concluyendo finalmente que una franja más angosta (5-10 m) es una trampa efectiva para partículas y nutrientes.

Cuadro 1. Estudios para evaluar la efectividad de biofiltros en la remoción y retención de nitrógeno en diferentes países del mundo (últimos 20 años).

Precipitación media anual (mm)	Clase textural superficial del suelo (USDA)	Ancho biofiltro (m)	Especies utilizadas	Período de medición (años)	Referencia
Simulada (55 mm h ⁻¹)	Franco limosa	1,5	<i>Festuca sp</i>	*SD	Chaubey <i>et al.</i> (1994)-EUA
690	Franco arcillo limosa	7,5 y 15	<i>Panicum vigatum, Festuca arundinacea, Chenopodium album, Lonicera maackii, Ribes aureum, Populus deltoides, Hacer saccharinum</i>	SD	Schmitt <i>et al.</i> (1999)-EUA
700-1200	Franca	6	<i>Acer campestre, Alnus glutinosa, Cornus sanguinea, Crataegus monogyna, Euonymus europaeus, Frangula alnus, Fraxinus angustifolia</i>	1997-1999	Borin y Bigon (2002)-Italia
2246	SD	5	<i>Vegetación natural</i>	SD	Lin <i>et al.</i> (2002)-China
700-1201	Franca	6	<i>Platanus hybrida, Viburnum opulus, Festuca arundinacea</i>	1998-2001	Borin <i>et al.</i> (2005)-Italia
SD	SD	SD	<i>Alnus glutinosa, Urtica dioica</i>	SD	Hefting <i>et al.</i> (2005)-Holanda
SD	Arcillosa	7,2	<i>Humulus scandens, Poa annua</i>	1999-2000	Mihara <i>et al.</i> (2005)-Japón
SD	Franco arcillo arenosa	15 y 20	<i>Vegetación natural</i>		Rassam <i>et al.</i> (2005)-Australia
SD	Franco limosa	10 y 5		1992-1993	Syversen (2005)-Noruega
SD	SD	9 y 10	<i>Lolium multiflorum, Pleum pratense, Dactylis glomerata, Fraxinus pensylvanica, Salix nigra</i>	2002-2006	Young y Briggs (2005)-EUA
260-290	Arenosa	3,5	<i>Festuca sp</i>	2003-2005	Van Beek <i>et al.</i> (2007)-Holanda
566,18	Franco limosa	5	<i>Festuca rubra, Agrostis alba, Lolium perenne, Populus sp</i>	2004	Duchemin y Hoguen (2009)-Canadá
SD	SD	7	<i>Panicum virgatum, Phelum pratense, Festuca sp, Trifolium sp</i>	SD	Bradley <i>et al.</i> (2011)-Canadá
1000-1100	Franco arenosa	5,5	<i>Hacer saccharum</i>	2008	Fortier <i>et al.</i> (2010)-Canadá
580	Franco arcillosa	5 y 8	SD	2004-2008	Balestrini <i>et al.</i> (2011)-Italia
2,6-91	Franco arenosa	10 y 20	<i>Trifolium repens, Festuca, Timoteo</i>	2001-2006	Dunn <i>et al.</i> (2011)-Canadá
SD	Franco arcillo limosa	<15	<i>Vegetación natural</i>	SD	Smiley <i>et al.</i> (2011)-EUA
760	Franco arcillo arenosa	20	<i>Casuarina cunninghamiana, Eucalyptus camaldulensis, Festuca arundinaceae, Phalaris aquatica, Trifolium pratense</i>	1996-2002	Wang <i>et al.</i> (2012)-Australia

*SD: No se especifica el dato en la literatura consultada

La composición vegetal de los biofiltros se ha considerado como una variable importante para determinar la eficiencia de procesos de absorción de NO_3^- dentro de esta interface terrestre-acuática (Burt y Haycock, 1993). Por ejemplo, Duchemin y Hoguen (2009) compararon dos biofiltros con una composición vegetal distinta, donde el primero estaba constituido exclusivamente por pradera y el segundo por álamos y pradera. Sin embargo, estos autores encontraron que la introducción de los álamos no generó un aumento significativo en la capacidad del biofiltro para retener N. Lo anterior, posiblemente se debe a la precocidad de los árboles utilizados (< 2 años), en los que probablemente sus raíces no habían explorado el suelo en su totalidad. En base a lo descrito, para poder determinar la efectividad de las especies, se requiere un tiempo considerable de establecimiento para que puedan ejercer un efecto en la remoción de N por el proceso de absorción.

Adicionalmente, los servicios ecológicos generados por especies arbóreas, en términos de secuestro de N, aumentan si la fertilidad de suelo aumenta (Fortier *et al.*, 2010). Así, en ciertos estudios se estableció que biofiltros con árboles y praderas son significativamente eficientes para disminuir las concentraciones de NO_3^- en los flujos de agua, principalmente a través de la reducción en el volumen de escurrimiento superficial (Wang *et al.*, 2012; Fortier *et al.*, 2010). Adicionalmente, otros estudios han discutido que la presencia de árboles es crucial en los biofiltros, ya que pueden aumentar la desnitrificación potencial en estas áreas debido a que son la fuente primaria de carbono para el suelo en horizontes más profundos (Cuffney, 1988; Burt y Haycock, 1993). Balestrini *et al.* (2011) añaden que la absorción de agua por árboles afecta los patrones de flujo subsuperficial y contribuye a remover casi en su totalidad el NO_3^- de la zona.

Por otro lado, Hefting *et al.* (2005) mencionan que la absorción de N por la planta en las zonas buffer es generalmente considerada menos importante en la capacidad de remover N que la desnitrificación, debido al carácter temporal de la retención de este elemento en el biofiltro, ya que el N vuelve a estar disponible en el medio una vez que la planta muere. Sin embargo, se debe considerar el efecto indirecto de la vegetación en la desnitrificación, favoreciendo el desarrollo del proceso a partir de la liberación de materia orgánica al suelo (Balestrini *et al.*, 2011). Por otro lado, las praderas interceptan el escurrimiento superficial y tienen raíces muy densas en el suelo superficial para promover la absorción de N. Una de las especies pastoriles más utilizadas en los biofiltros es la festuca (*Festuca arundinacea* Schreb), cuya capacidad para absorber N y adaptarse a un rango amplio de tipos de suelos se ha probado exitosamente en numerosos estudios (Daniels y Gilliam, 1996; Schmitt *et al.*, 1999; Vidon y Hill, 2004; Dunn *et al.*, 2011).

A pesar que la remoción de N desde flujos subsuperficiales puede ser en parte explicada por la absorción de los componentes vegetales del biofiltro, el principal mecanismo en que ocurre esta remoción es usualmente a través de pérdidas gaseosas (Van Beek *et al.*, 2007; Bradley *et al.*, 2011). Algunos estudios han demostrado que la actividad de las bacterias desnitrificantes en un biofiltro es significativamente mayor que en los campos cultivados que se encuentran adyacentes a éstos (Young y Briggs, 2005; Cors y Tychon, 2007).

Además, se puede establecer que el suelo y el clima son factores determinantes en el desarrollo del proceso de desnitrificación. En consecuencia, existe una incidencia significativa de estos dos factores en la reducción de NO_3^- dentro del sistema existente en el

biofiltro. Según estudios realizados por Borin y Bigon (2002) la disminución de NO_3^- observada durante la temporada de invierno, cuando la absorción de la planta es despreciable, puede ser el resultado de procesos como la inmovilización y desnitrificación, los que se llevan a cabo aún con temperaturas invernales. El clima, y particularmente las precipitaciones, influyen sobre la cantidad de agua que exista en el sistema, favoreciendo el movimiento de NO_3^- a través del perfil y generando condiciones anaeróbicas cuando el espacio poroso del suelo está saturado con agua. Adicionalmente, es importante considerar el contenido de agua del suelo, factor determinante para los microorganismos desnitrificantes.

El suelo, por otra parte, es fundamental, ya que influye en los flujos de agua a través del perfil (hidrología). El transporte y posterior descarga de concentraciones altas de NO_3^- tanto en cuerpos de agua superficiales como subterráneos, depende de los mecanismos en que se mueve el agua en el suelo (Chowdary *et al.*, 2005). Este movimiento puede ocurrir a través de tres tipos de flujo: saturado, no saturado y preferencial (Chen, 2007).

En el flujo saturado todo el espacio poroso está ocupado con agua (Hillel, 1998; Radcliffe y Rasmussen, 2002). Por el contrario, en el flujo de agua no saturado, una proporción importante de poros se encuentra llena de aire. Los flujos preferenciales involucran todos los fenómenos donde el agua y los solutos se mueven a través de ciertos patrones de flujo, permitiendo movimientos inusualmente rápidos y profundos, con cantidades de agua relativamente pequeñas infiltrando al suelo después de un evento de lluvia o riego. Una de las formas en que ocurre este tipo de flujo es a través de macroporos, los que se han generado a partir de las raíces de las plantas y la macrofauna del suelo, aquellos formados por procesos de expansión y contracción de las arcillas producto del mojado y secado del suelo, y los que se han generado por la labranza del suelo (Jarvis *et al.*, 2012). Lo anterior se traduce en una capacidad mayor de transporte de agua y solutos (Fuentes *et al.*, 2014). Además, texturas finas del suelo podrían propiciar condiciones de anegamiento y anaerobiosis, factor determinante para la reducción de NO_3^- a formas gaseosas por el proceso de desnitrificación.

Se han realizado extensas investigaciones referidas a mediciones en biofiltros en los últimos 20 años, no obstante, aún existe una necesidad de clarificar algunos puntos controversiales. En primer lugar, es bien conocido que el ancho de los biofiltros puede tener directa relación con su efectividad en la remoción de N, sin embargo, se requiere mayor investigación respecto al rol que éstos ejercen en sistemas agrícolas intensivos, donde una propuesta realista y factible de convertir una pequeña porción de campo productivo en estas franjas buffer pueda ser posible (Balestrini *et al.*, 2011). En segundo lugar, existe la necesidad de cuantificar cuánto N puede retener el biofiltro considerando el sistema suelo-planta, con el fin de establecer la efectividad que tiene esta práctica como medida de mitigación a la contaminación difusa. Por lo anterior, es fundamental establecer un balance de N a través de mediciones directas y la estimación de las principales entradas y salidas de N en el biofiltro.

En la zona Central de Chile sólo se ha realizado un estudio piloto, el cual mostró resultados promisorios respecto a la reducción de pérdidas de N utilizando biofiltros en predios agrícolas (Tapia y Villavicencio, 2007). Sin embargo, aún existen interrogantes respecto al

funcionamiento, eficiencia y efectividad de esta medida de mitigación bajo condiciones edafoclimáticas particulares.

En base a lo descrito, es recomendable establecer un plan de manejo que permita reducir o evitar la contaminación de cuerpos de agua, el cual integre diferentes prácticas que estén orientadas a retener contaminantes a través de procesos que ocurran en agro-ecosistemas vegetales, incluyendo los biofiltros.

Finalmente, el uso de biofiltros, y otras prácticas complementarias, como barreras al movimiento de NO_3^- , permitirán que la agricultura moderna y el suplemento de agua potable libre de contaminantes puedan co-existir en un área, lo que implica un avance en el rubro maíz para grano, ya que es una actividad que adquiere gran importancia a nivel económico y social en la zona Central de Chile.

LITERATURA CITADA

- Arumi, J.L.; R. Oyarzún and M. Sandoval. 2005. Natural protection against groundwater pollution by nitrates in the Central Valley of Chile. *Hydrological Sciences Journal*, 50(2): 331-340.
- Armstrong, A.C. and T.P. Burt. 1993. Nitrate losses from agricultural land. (cap 9, pp: 239-267). In: In: Burt, T.P.; A.L. Heathwaite and S.T. Trudgill (Eds.). Nitrate-Processes, patterns and management. Chichester, UK: Jonh Wiley & Sons. 444 p.
- Balestrini, R.; C. Arese; C.A. Delconte; A. Lotti and F. Salerno. 2011. Nitrogen removal in subsurface water by narrow buffer strips in the intensive farming landscape of the Po River watershed, Italy. *Ecological Engineering*, 37: 148-157.
- Borin, M. and E. Bigon. 2002. Abatement of NO₃-N concentration in agricultural waters by narrow buffer strips. *Environmental Pollution*, 117: 165-168.
- Borin, M.; M. Vianello; F. Morari and G. Zanin. 2005. Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North-East Italy. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 105:101-114.
- Bradley, R.; J. Whalen; P. Chagnon; M. Lanoix and M. Alves. 2011. Nitrous oxide production and potential denitrification in soils from riparian buffer strips: Influence of earthworms and plant litter. *Applied Soil Ecology*, 47: 6–13.
- Burt, T.P. and N.E. Haycock. 1993. Controlling losses of nitrate by changing land use (cap. 11, pp. 341-368). In: Burt, T.P.; A.L. Heathwaite and S.T. Trudgill (Eds.). Nitrate-Processes, Patterns and Management. Chichester, UK: Jonh Wiley & Sons. 444 p.
- Carpenter, S.R., N.F. Caraco; D.L. Correll; R.W. Howarth; A.N. Sharpley and V.H. Smith. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3): 559-568.
- Chaubey, I.; D.R. Edwards; T.C. Daniel; P.A. Moore and D. J. Nichols. 1994. Effectiveness of vegetative filter strips in retaining surface-applied swine manure constituents. *American Society of Agricultural Engineers*, 37 (3): 845-850.
- Chen, X., 2007. Hydrologic connections of a stream–aquifer-vegetation zone in south-central Platte River valley, Nebraska. *Journal of Hydrology*, 333: 554–568.
- Chowdary, V.M., Rao, N.H. and P.B.S. Sarma. 2005. Decision support framework for assessment of non-point-source pollution of groundwater in large irrigation projects *Agricultural Water Management*, 75: 194–225.

- Comisión Nacional de Buenas Prácticas Agrícolas. 2008. Especificaciones Técnicas de Buenas Prácticas Agrícolas Cultivo de Maíz (Doc. Téc), Ministerio de Agricultura, Gobierno de Chile: 56 p.
- Cors, M. and B. Tychon. 2007. Grassed buffer strips as nitrate diffuse pollution remediation tools: management impact on the denitrification enzyme activity. *Water Science and Technology*, 55: 25-30.
- Cuffney, T.F. 1988. Input, movement and exchange of organic matter within a subtropical coastal backwater river floodplain system. *Freshwater Biology*, 19: 305-320.
- Daniels, R.B. and J.W. Gilliam. 1996. Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. *Soil Science Society of America Journal*, 60: 246-51.
- David, M.B.; L.E. Gentry; D.A. Kovacic and K.M. Smith. 1997. Nitrogen balance in and export from an agricultural watershed. *Journal of Environmental Quality*, 26: 1038-1048.
- Dillaha, T.A.; R.B. Reneau and D.L. Mostaghimi. 1989. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 32: 513-519.
- Doney, S.C. 2010. The growing human footprint on coastal and open-ocean biogeochemistry. *Science*, 328: 1512-1516.
- Donoso, G.; J. Cancino and A. Magri. 1999. Effects of agricultural activities and water pollution with nitrates and pesticides in Central Valley of Chile. *Water Science and Technology*, 39 (3): 49-60.
- Dowd, M.B.; D. Press and M. Los Huertos. 2008. Agricultural nonpoint source water pollution policy: The case of California's Central Coast. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 128: 151-161.
- Duchemin, M. and R. Hoguen. 2009. Reduction in agricultural non-point source pollution in the first year following establishment of an integrated grass/tree filter strip system in southern Quebec (Canada). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 131: 85-97.
- Dunn, A.M.; G. Julien; W.R. Ernst; A. Cook; K.G. Doe and P.M. Jackman. 2011. Evaluation of buffer zone effectiveness in mitigating the risks associated with agricultural runoff in Prince Edward Island. *Science of the Total Environment*, 409: 868-882.
- Fortier, J.; D. Gagnon; B. Truax and F. Lambert. 2010. Nutrient accumulation and carbon sequestration in 6-year-old hybrid poplars in multiclonal agricultural riparian buffer strips. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 137: 276-287.
- Fuentes, I.; M. Casanova; O. Seguel; F. Nájera and O. Salazar. 2014. Morphophysical pedotransfer functions for groundwater pollution by nitrate leaching in Central Chile. *Chilean Journal of Agricultural Research*, 74 (3):340-348.

- Golembesky, R.C. 2004. Agricultural practices and nitrate pollution in ground water in the central valley of Chile. Master of Science Thesis, Wilmington: University of North Carolina. 79 h.
- Grismer, M.E.; A. T. O'Geen and D. Lewis. 2006. Vegetative Filter Strips for Nonpoint Source Pollution Control in Agriculture. (Tech. Doc. N° 8195), Division of Agriculture and Natural Resources, University of California. Oakland, California: ANR. 7 p.
- Havlin, J.L.; J.D. Beaton; S.L. Tisdale and W.L. Nelson. 2013. Nitrogen. (cap. 4, pp. 97-159). In: Soil Fertility and Nutrient Management: An Introduction to Nutrient Management. Upper Saddle River, NJ: Pearson/Prentice Hall. 515 p. (8th Edition).
- Heathwaite, A.L.; Burt, T.P., Trudgill, S.T. 1993. Overview-the nitrate issue. (cap. 1, pp. 3-22). In: Burt, T.P.; A.L. Heathwaite and S.T. Trudgill (Eds.). Nitrate-Processes, Patterns and Management. Chichester, UK: John Wiley & Sons. 444 p.
- Hefting, M.; J. Clement. P. Bienkowski and D. Dowrick. 2005. The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe. *Ecological Engineering*, 24: 465–482.
- Hillel, D. 1998. Flow of water in saturated soil. (cap 7, 173-198 pp). In: Environmental Soil Physics. Boston: Academic Press. 771 p.
- INE (Instituto Nacional de Estadísticas), Chile. 2012. Agropecuarias: Informe anual 2011. [Santiago, Chile]: INE. 175 p.
- INN (Instituto Nacional de Normalización), Chile. NCh 409/1. Of 2005. Agua Potable-Parte 1-Requisitos = Drinking water – part 1: Requirements. Santiago, Chile: INN, 2005. 9 p.
- Iriarte, A. 2007. Evaluación espacial de la lixiviación potencial de nitratos en suelos de la subcuenca del río Cachapoal bajo. Memoria para optar al título de Geógrafo. Santiago, Chile: Facultad de Arquitectura y Urbanismo, Universidad de Chile. 124 h.
- Jarvis, N.; J. Moeys; J. Koestel and J. M. Hollis. 2012. Preferential Flow in a Pedological Perspective.(cap.3, pp 75-120). In: Lin, H. (ed.) Hydropedology. Synergistic Integration of Soil Science and Hydrology. Academic Press, USA. 858 p.
- Lin, C.; W. Chou W and W.T. Lin. 2002. Modeling the width and placement of riparian vegetated buffer strips: a case of study on the Chi-Jia-Wang Stream, Taiwan. *Journal of Environmental Management*, 66: 269-280.
- Liu, X.; X. Zhang and M. Zhang. 2008. Major factors influencing the efficacy of vegetated buffers on sediment trapping: a review and analysis.*Journal of Environmental Quality*, 37: 67-74.

Mayer, P.M.; S.K. Reynolds; M.D. McCutchen and T.J. Canfield. 2006. Riparian buffer width, vegetative cover, and nitrogen removal effectiveness: A review of current science and regulations. (Tech. Doc.). Cincinnati, OH, U.S.A: EPA. 27 p.

Mihara, M. 2005. The effect of natural weed buffers on soil and nitrogen losses in Japan. *Catena*, 65:265-271.

Muñoz, M. 2013, sep. Maíz: se aproxima una temporada complicada. (Doc. Téc.). Oficina de Estudios y Políticas Agrarias, ODEPA. [s.l]: ODEPA. 5 p.

Muñoz, M. 2014, jul. Maíz: producción, precios y comercio exterior. (Doc. Téc.) Oficina de Estudios y Políticas Agrarias, ODEPA. [s.l]: ODEPA. 20 p.

ODEPA (Oficina de Estudios y Políticas Agrarias), Chile. 2010. Estudio de diagnóstico de mercado y estudio de la cadena de comercialización de fertilizantes en Chile. Gobierno de Chile, Santiago: ODEPA. 240 p.

Pizarro, J.; P.M. Vergara; J.A. Rodríguez; P.A. Sanhueza and S.A. Castro. 2010. Nutrients dynamics in the main river basins of the centre southern region of Chile. *Journal of Hazardous Materials*, 175: 608-613.

Radcliffe, D, and T. Rasmussen. 2002. Soil Water Movement. (cap. 4, pp. 85-126). In: Warrick, A.W. (Ed). Soil Physics Companion. CRC Press. Boca Raton, Florida, USA. 389 p.

Rassam, D.; C. Fellows; R. De Hayr; H. Hunter and P. Bloesch. 2006. The hydrology of riparian buffer zones; two case studies in an ephemeral and a perennial stream. *Journal of Hydrology*, 325: 308-324.

Salazar, O., C. Rojas y C. Soto. 2013. Diagnóstico sectorial y acuerdo de producción limpia: Productores de maíz de la Región del Libertador General Bernardo O'Higgins. (Doc.Téc.), Consejo Nacional de Producción Limpia. Chile: CPL. 217 p.

Schmitt, T.J.; M.G. Dosskey and K.D. Hoagland. 1999. Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants. *Journal of Environmental Quality*, 28: 1479-1489.

Shirley, S.M. and J.N.M. Smith. 2005. Bird community structure across riparian buffer strips of varying width in a coastal temperate forest. *Biological Conservation*, 125: 475-489.

Smiley, P.; K. King and N. Fausey. 2011. Influence of herbaceous riparian buffers on physical habitat, water chemistry, and stream communities within channelized agricultural headwater streams. *Ecological Engineering*, 37: 1314-1323.

Stålnacke, P.; A. Grimvall; K. Sundblad and A. Tonderski. 1999. Estimation of riverine loads of nitrogen and phosphorus to the Baltic Sea, 1970-1993. *Environmental Monitoring and Assessment*, 58: 173-200.

Syversen, N. 2005. Effect and design of buffer zones in the Nordic climate: The influence of width, amount of surface runoff, seasonal variation and vegetation type on retention efficiency for nutrient and particle runoff. *Ecological Engineering*, 24: 483-490.

Tapia, F. y A. Villavicencio. 2007. Uso de biofiltros para mejorar la calidad de agua de riego. Proyecto FONSAAG: Evaluación de biofiltros para reducir la contaminación difusa en aguas de riego de las regiones VI y VII. (Bol. Téc. N° 170), Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA) Santiago, Chile. 128 p.

United State Department of Agriculture (USDA). 2011. Fertilizer price and use. (Tech. Doc.), Economic Research Service [En Línea]. EE.UU: USDA. Recuperado en: <<http://www.ers.usda.gov/data/fertilizeruse>> Consultado el: 11 de abril de 2011.

Vahtera, E.; D.J. Conley; B.G. Gustafsson; H. Kuosa; H. Pitkänen; O.P. Savchuk *et al.* 2007. Internal ecosystem feedbacks enhance nitrogen-fixing cyanobacteria blooms and complicate management in the Baltic Sea. *Ambio- A Journal of the Human Environment*, 36: 186-194.

Van Beek, C.L.; M. Heinen and O.A. Clevering. 2007. Reduced nitrate concentrations in shallow groundwater under a non-fertilised grass buffer strip. *Nutrient Cycling Agroecosystems*, 79: 81-91.

Vidon, P.G.F. and A.R. Hill. 2004. Landscape controls on nitrate removal in stream riparian zones. *Water Resources Research*, 40: 1-14.

Vitousek, P.M. and R.W. Howarth. 1991. Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry*, 13: 87-115.

Vitousek, P.M.; J. Aber; R.W. Howarth; G.E. Likens; P.A. Matson; D.W. Schindler. *et al.* 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: Causes and consequences. *Issues in Ecology*, 1: 1-15.

Ward, M. H.; T.M. Dekok; P. Levallois; J. Brender; G. Gulis; B. T. Nolan and J. Vanderslice. 2005. Workgroup Report: Drinking-Water Nitrate and Health Recent Findings and Research Needs. *Environmental Health Perspectives*, 113(11):1607-1614.

Webber, D.F.; S.K. Mickelson; L.W. Wulf; T.L. Richard and H.K. Ahn. 2010. Hydrologic modeling of runoff from a livestock manure windrow composting site with a fly ash pad surface and vegetative filter strip buffers. *Agricultural and Biosystems Engineering*, 65: 252-260.

Wang L.; J.A. Duggin and D. Nie. 2012. Nitrate-nitrogen reduction by established tree and pasture buffer strips associated with a cattle feedlot effluent disposal area near Armidale, NSW Australia. *Journal of Environmental Management*, 99: 1-9.

Wu, Y and J. Chen. 2013. Investigating the effects of point source and nonpoint source pollution on the water quality of the East River (Dongjiang) in South China. *Ecological Indicators*, 32:294-304.

Young, E and R. Briggs. 2005. Shallow ground water nitrate-N and ammonium-N in cropland and riparian buffers. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 109: 297–309.

CAPÍTULO II: ARTÍCULO CIENTÍFICO

BIOFILTROS ANGOSTOS Y PÉRDIDAS DE NITRÓGENO EN SUELOS CULTIVADOS CON MAÍZ EN CHILE CENTRAL. PRIMER AÑO.

RESUMEN

En este estudio se determinó la efectividad de un sistema de biofiltro angosto (ancho de 5 m) para retener el nitrógeno (N) que se moviliza hacia cuerpos de agua superficiales desde campos cultivados con maíz grano, comparando la efectividad de diferentes combinaciones de especies vegetales durante el primer año de su establecimiento (abril 2012- abril 2013). Se evaluaron cinco tratamientos que incluyeron: árboles nativos como *Luma chequen* (GST1) y *Drimys winteri* (GST2) y un arbusto nativo *Fuchsia magellanica* (GS), estos tres en combinación con una pradera de *Festuca arundinacea*; un tratamiento sólo con *F. arundinacea* (G); y un control sin vegetación (C); con tres repeticiones cada uno, en un diseño de bloques completos al azar distribuidos en parcelas de 5 m x 12 m. Los ensayos se establecieron en dos sitios experimentales en la Comuna de Pichidegua, Región de O'Higgins, ambos campos cultivados con monocultivo de maíz (*Zea mays*), los que presentaban suelos con texturas contrastantes: arcillosa en El Caleuche (CLC) (34°25' S, 71°21'O); y arenosa en San Luis (SL) (34°22' S, 71°25'O). Durante el periodo de estudio se monitorearon continuamente las concentraciones de formas N (N-NO₃ y N-NH₄) en la entrada y salida de los biofiltros. En general se observó una amplia variabilidad de los contenidos de N que entraban o salían del sistema de biofiltros, obteniéndose valores mayores durante el período en que el cultivo de maíz se encontraba en desarrollo (primavera-verano), donde los tratamientos no presentaron diferencias estadísticas significativas en la retención de N ($p>0,05$). En consecuencia, los biofiltros no fueron efectivos en la remoción de formas N hacia cuerpos de agua superficiales utilizando diferentes especies vegetales, lo que sugiere que, por lo general, durante el primer año de establecimiento las especies vegetales no han generado una cobertura superficial y/o desarrollo radical que permita retener cantidades significativas de formas N.

Palabras clave: contaminación difusa, ciclo del N, filtros vegetales.

NARROW BUFFER STRIPS AND NITROGEN LOSSES FROM CORN FIELDS IN CENTRAL CHILE. FIRST YEAR.

ABSTRACT

In this study, the effectiveness of narrow buffer strips (5 m) removing nitrogen (N) that is moving from corn fields to water courses was determined by comparing the effectiveness of different types of vegetation and establishing an overall N budget in the system during the first year. Five treatments of different component of the biofilters were evaluated: native trees *Luma chequen* (GST1) and *Drimys winteri* (GST2) and a native bush *Fuchsia magellanica* (GS), this tree in combination with the prairie *Festuca arundinacea*; a treatment with only *Festuca arundinacea* (G); and a control plot without vegetation (C); with tree replication per treatment with a randomized block design (Blocks 1-3) distributed in 5 m x 12 m plots. Two experimental areas were set in the commune of Pichidegua located in the Región del Libertador Bernardo O'Higgins, both cultivated with maize (*Zea mays*) as main crop, and in soils with contrasting textures: clay loam in El Caleuche (CLC) (34°25' S, 71°21' O); and sandy loam in San Luis (SL) (34°22' S, 71°25' O). During the study period N forms (N-NO₃ and N-NH₄) at the entrance and exit of the biofilter system were continuously monitored. In general, a wide variability of N inputs and outputs was observed, obtaining higher values during the crop growing season (spring-summer). Treatments did not present statistical differences significance ($p>0.05$) on N retention. In consequence, the biofilters were not effective in removing N forms into surface water bodies using different plant species, which suggest that during the first year of establishment the plant species have not generated an adequate surface coverage and/or root development to retain significant amounts of N forms.

Keywords: biofilters, N cycling, non-point pollution

INTRODUCCIÓN

El uso intensivo de fertilizantes y enmiendas orgánicas para aumentar la producción de alimentos puede incrementar el riesgo de contaminar cuerpos de agua con nitrógeno (N). Este elemento en exceso, al ser transportado hacia cuerpos de agua superficiales, genera serios problemas de eutrofización en zonas costeras alrededor del mundo y contamina las aguas subterráneas (Carpenter *et al.*, 1998). Adicionalmente, el consumo de agua con niveles altos de nitrato (NO_3^-) genera diversos efectos adversos en la salud de animales y humanos (Ward *et al.*, 2005). Actualmente, las fuentes de contaminación difusa, constituyen las fuentes primarias de contaminación de cuerpos de agua, siendo el principal contribuyente la agricultura (Dowd *et al.*, 2008). Por lo anterior, es que las zonas agrícolas que se encuentran rodeando cuerpos de agua son consideradas como áreas más propensas a procesos de pérdida de N vía lixiviación o escurrimiento (Vitousek *et al.*, 1997; Stålnacke *et al.*, 1999).

Una de las medidas de mitigación recomendadas para mantener la calidad de las aguas, consiste en establecer filtros vegetales o biofiltros entre los terrenos cultivados (fuente de contaminación) y los cuerpos de agua superficiales (Duchemin y Hoguen, 2009). Los biofiltros son franjas de suelo con vegetación permanente, usualmente arbustos y praderas, diseñadas para interceptar el escurrimiento superficial y el flujo lateral subsuperficial, a fin de reducir el contenido de N transportado por el agua (Mayer *et al.*, 2006). Adicionalmente, los microorganismos del suelo y la vegetación, pueden facilitar la transformación y absorción de este N disuelto que se está movilizándose.

En los últimos 20 años, se han realizado numerosos estudios en distintos países del mundo que han evaluado la efectividad de los biofiltros en la retención de N (Burt y Haycock, 1993; Chaubey *et al.*, 1994; Schmitt *et al.*, 1999; Borin y Bigon, 2002; Lin *et al.*, 2002; Borin *et al.*, 2005; Hefting *et al.*, 2005; Mihara *et al.*, 2005; Rassam *et al.*, 2005; Syversen, 2005; Shirley and Smith, 2005; Young y Briggs, 2005; Cors y Tychon, 2007; Van Beek *et al.*, 2007; Duchemin y Hoguen 2009; Fortier *et al.*, 2010; Webber *et al.*, 2010; Balestrini *et al.*, 2011; Bradley *et al.*, 2011; Dunn *et al.*, 2011; Smiley *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2012).

En éstos, se ha establecido que existen múltiples factores que intervienen en la efectividad de los biofiltros para reducir las pérdidas de N hacia cursos de agua superficiales; entre ellos se destacan como los más determinantes al momento de implementar esta medida de mitigación: las características hidrológicas de la zona, el ancho del biofiltro y la composición vegetal que éste presente. No obstante, se debe tener en cuenta la influencia del tipo de suelo y el clima (precipitación y temperaturas) de la zona en los procesos asociados al ciclo del N y, en consecuencia, a la actividad que ocurra en los biofiltros con relación al N.

Aunque se ha realizado una investigación extensiva en cuanto al uso de biofiltros en suelos agrícolas, existen puntos controversiales que aún requieren clarificarse. Se ha reconocido que el ancho de los biofiltros podría estar relacionado positivamente con su efectividad en

la remoción de N (Grismer et al., 2006). Sin embargo, surge la necesidad de investigar el rol de esta medida de mitigación en sistemas agrícolas intensivos. Sobre la base de destinar a biofiltro una pequeña porción del área productiva de un predio, como una medida de mitigación del riesgo de contaminación de aguas superficiales en sistemas agrícolas intensivos, se han evaluado franjas cultivadas angostas, de 5 a 8 m de ancho (Borin y Bigon, 2002; Borin *et al.*, 2005; Balestrini *et al.*, 2011). Los resultados indican que biofiltros angostos presentan una efectividad alta para remover N, pero precisan que existe la necesidad de cuantificar cuánto N puede retener un biofiltro considerando distintas condiciones de suelo y de componentes vegetales del biofiltro. Por otra parte, en un estudio realizado por Noij et al. (2012) se encontró que un biofiltro de 5 m de ancho no fue eficaz en la mitigación de cargas de N desde zonas agrícolas hacia cuerpos de agua superficiales.

En Chile, la mayor fuente de N para los cultivos de maíz para grano son los fertilizantes nitrogenados inorgánicos (urea y nitrato de potasio), con tasas de aplicación que frecuentemente superan los 300 kg ha⁻¹ de N en Chile central (ODEPA-CHILE, 2010); ello duplica las tasas medias aplicadas en EUA (USDA, 2011).

Si bien el experimento piloto desarrollado por Tapia y Villavicencio (2007) en la zona central de Chile, presentó resultados promisorios para reducir pérdidas de N con biofiltros, persisten las interrogantes respecto al funcionamiento, eficiencia y efectividad de esta medida en campos de maíz para grano en la zona. Por lo anterior, ha surgido el interés por evaluar la efectividad de biofiltros considerando su composición vegetal y sus distintas combinaciones en éste, realizando una caracterización de las diferentes dinámicas y procesos de transformación del N que ocurren en el suelo. De esta forma, se podría conocer la capacidad real de biofiltros angostos para retener formas nitrogenadas que se están moviendo desde suelos agrícolas hacia cuerpos de agua cercanos, particularmente en suelos cultivados con maíz para grano en la Región del Libertador Bernardo O'Higgins.

HIPÓTESIS

El uso de biofiltros angostos reducirá las pérdidas de nitrógeno desde suelos cultivados con maíz removiendo el nitrógeno desde flujos subsuperficiales que se mueven hacia cuerpos de agua en forma más efectiva que un control sin biofiltro.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar durante el primer año de instalación, la efectividad de biofiltros angostos (5 m de ancho) utilizando diferentes especies vegetales en la remoción de formas nitrogenadas que se movilizan, desde suelos cultivados con maíz para grano, hacia cuerpos de agua superficiales.

Objetivos específicos

Comparar la efectividad de biofiltros angostos constituidos por diferentes especies vegetales (pradera, arbusto y árboles) y su combinación, en la retención de nitrógeno.

Caracterizar los procesos de transformación del nitrógeno en los biofiltros.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del lugar de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en la Región del Libertador General Bernardo O'Higgins (zona Central de Chile), en dos sitios localizados en la Provincia de Cachapoal, Comuna de Pichidegua.

Ambos sitios se encuentran bajo un sistema de monocultivo con maíz para grano y barbecho, se riegan por surco sólo durante el período productivo (septiembre-abril). Se identifican, de acuerdo a la localidad en la que se encuentran, como San Luis (SL) y El Caleuche (CLC) y colindan con cuerpos de agua superficiales (Figura 2). En general, el sitio SL ($34^{\circ}22' S$, $71^{\circ}25' O$ y 124 msnm) presenta suelos de textura gruesa en su perfil, en tanto que en el sitio CLC ($34^{\circ}25' S$, $71^{\circ}21' O$ y 136 msnm) dominan las texturas finas.

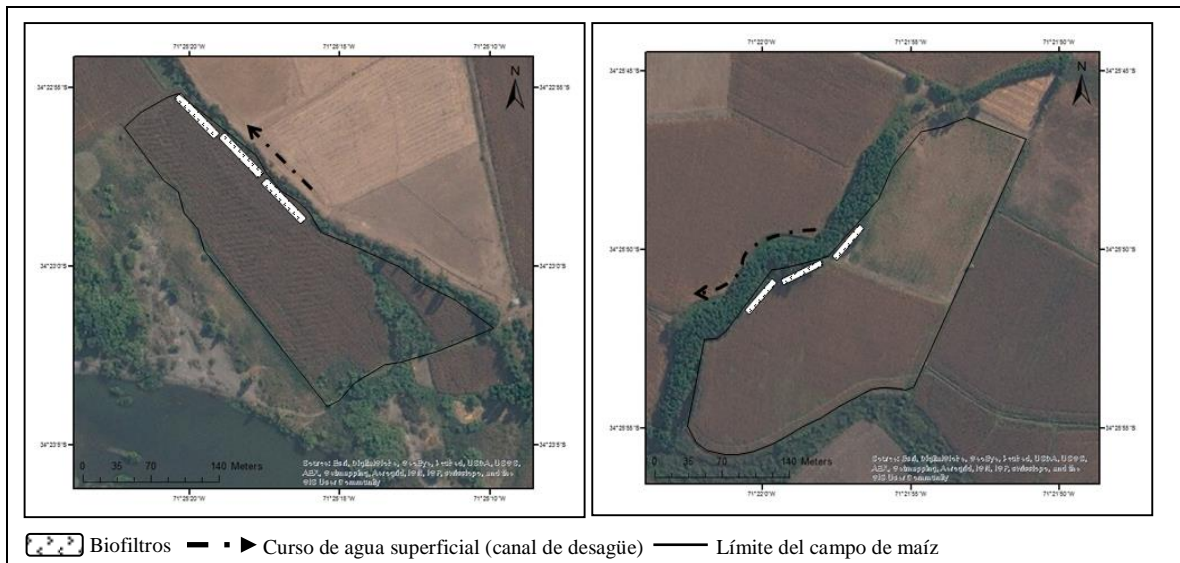


Figura 2. Mapa de los sitios de estudio San Luis (izquierda) y Caleuche (derecha). El rectángulo blanco indica la posición de los biofiltros (bloques), en tanto la flecha indica el curso de agua superficial y su dirección de flujo.

El clima en el área de estudio se ha clasificado de acuerdo al sistema Köppen-Geiger como Mediterráneo semiárido con veranos cálidos e inviernos relativamente fríos, con una precipitación media anual de 696 mm y una temperatura media anual de $14,1^{\circ}C$. Las lluvias se concentran principalmente durante los meses de Mayo a Octubre, ocurriendo un 75% en los meses de invierno (Santibañez y Uribe, 1993).

Caracterización de los suelos

Los suelos de CLC se clasifican como un miembro de la Familia franca fina, mixta, térmica de los Typic Duraqualfs, pertenecientes a la Serie de suelo El Caleuche, poseen clase textural superficial franco limosa, ligeramente profundos, planos y de drenaje imperfecto (CIREN, 1996). Por otra parte, el suelo del sitio SL se ubica cartográficamente en terrazas aluviales no diferenciadas con clase textural superficial franco arenosa, moderadamente profundo, pendiente ligera, con excesivo drenaje y ocasionalmente inundado (CIREN, 1996).

Se definieron unidades de muestreo de 12 x 5 m, en las que se describió morfológicamente el suelo y se caracterizaron sus propiedades químicas y físicas por horizontes. La caracterización incluyó las siguientes propiedades químicas: pH en agua y KCl, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica (MO) y nitrógeno total (N_T) de acuerdo a las metodologías propuestas por la Comisión Nacional de Acreditación para Análisis de Suelo (Sadzawka *et al.*, 2006); capacidad de intercambio catiónico (CIC) determinada según Dewis y Freitas (1970) en NaOAc 1 N a pH 8,2. Los análisis químicos se realizaron en el Laboratorio de Química de Suelos y Aguas de la Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile.

Se determinaron además algunas propiedades físicas de suelo, tales como: textura utilizando el método de Bouyoucos, densidad aparente (D_a) por el cilindro y el terrón, curva de retención de agua (pF) en olla y plato a presión (Sandoval *et al.*, 2012). Los análisis se llevaron a cabo en el Laboratorio de Física de Suelos de dicha Facultad. A nivel de terreno, se evaluó la velocidad de infiltración con cilindro infiltrómetro (Bouwer, 1986), para estimar la conductividad hidráulica saturada del suelo (K_{sat}).

Adicionalmente, en cada sitio Hurtado (2014) realizó un levantamiento topográfico que demostró una suave inclinación del terreno (gradiente de pendiente 1-3%). El agua en superficie en cada caso se mueve hacia canales de desagüe que desembocan finalmente en el Río Tinguiririca.

Por otra parte, la información proporcionada preliminarmente por los propietarios indicó que ambos sitios presentan un uso y manejo del suelo similar, particularmente en lo que se refiere a la fertilización nitrogenada (Cuadro 2).

Cuadro 2. Superficie, tipo de cultivo, rendimiento y fertilización de nitrógeno (N) en San Luis (SL) y Caleuche (CLC) durante la temporada 2011-2012.

Sitio	Superficie ha	Rotación	Rendimiento qqm ha ⁻¹	Fertilizante aplicado -----kg ha ⁻¹ -----	N aplicado
SL	2,9	Monocultivo maíz para	165	600 mezcla maicera	442
CLC	4,2	grano-barbecho	130	(20-15-15) y 700 urea 500 mezcla maicera (20-15-15) y 700 urea	422

Tratamientos y diseño experimental

Para ambos sitios de muestreo se consideraron cinco tratamientos (Cuadro 3 y Figura 3), con tres repeticiones en un total de quince unidades experimentales (parcelas), definiéndose un diseño de bloques completos al azar (Bloques 1-3). Para establecer la composición vegetal en los biofiltros se seleccionaron dos especies arbóreas nativas de Chile central, capaces de tolerar periodos prolongados de anegamiento; éstas fueron: chequén (*Luma chequen* (Mol.) A. Gray) y canelo (*Drimys winteri* J.R. et G. Forster). Como especie arbustiva se incluyó el chilco (*Fuchsia magellanica* Lam.), el cual también puede resistir condiciones de anegamiento. Todos los biofiltros que comprendieron vegetación en su composición fueron sembrados con festuca (*Festuca arundinacea* Schreb.) como pradera.

Cuadro 3. Descripción de los tratamientos

Tratamiento	Especies vegetales	Franjas (ancho en m)
Control (C)	-	Suelo desnudo (5)
Pradera (G)	Festuca	Pradera (5)
Pradera+arbusto (GS)	Festuca + Chilco	Pradera (4) y arbusto (1)
Pradera+arbusto+árbol 1 (GST1)	Festuca + Chilco + Chequén	Pradera (3), arbusto (1) y árbol (1)
Pradera+arbusto+árbol 2 (GST2)	Festuca + Chilco + Canelo	Pradera (3), arbusto (1) y árbol (1)

Los sitios presentaban abundante rastrojo de maíz y malezas y tuvieron que ser limpiados antes de la plantación, la que ocurrió finalmente en mayo de 2012. En ambos predios, los biofiltros se establecieron perpendicularmente a la pendiente dominante.

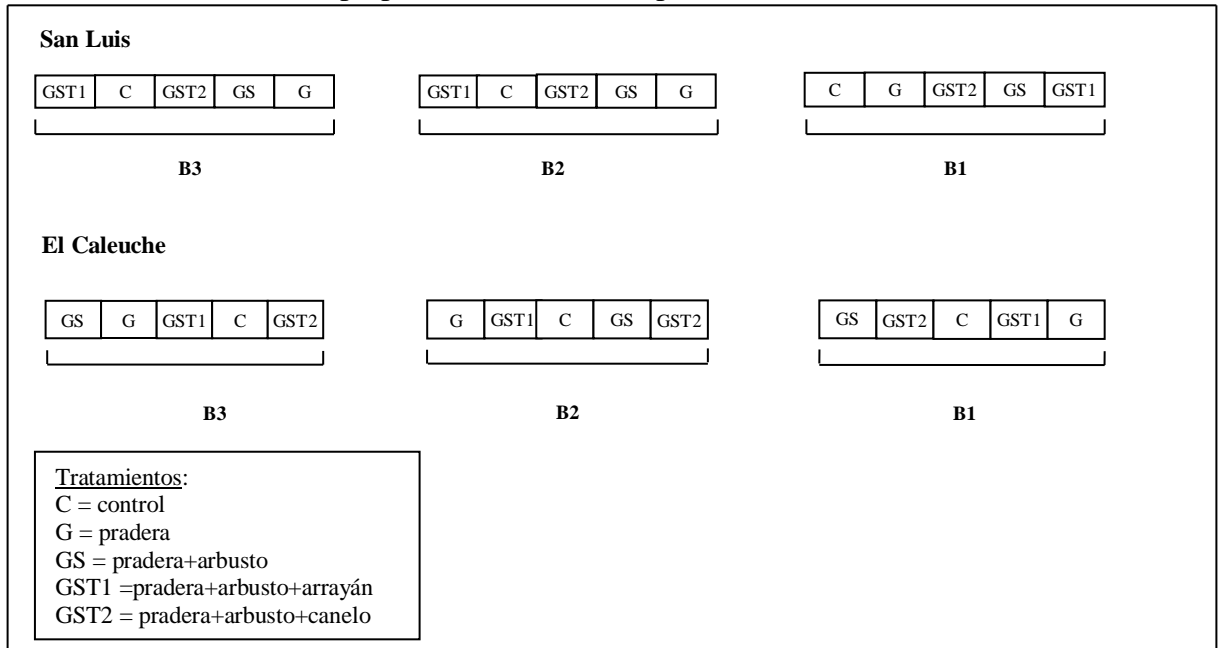


Figura 3. Diagrama de distribución de las parcelas experimentales en San Luis (SL) y Caleuche (CLC).

Metodología

El ensayo se desarrolló a partir de abril de 2012 hasta abril de 2013. En cada tratamiento, se estableció un balance de N a una profundidad de suelo de 0-100 cm.

Variables Climáticas

Las variables climáticas, tales como temperatura del aire, velocidad del viento, humedad relativa, radiación solar y precipitación, se registraron diariamente en una estación meteorológica (Decagon modelo EM50-DEC, USA) ubicada a 2 km al noreste del sitio experimental SL. Los parámetros climáticos medidos por la estación meteorológica se utilizaron para estimar la evapotranspiración potencial (ET_o) utilizando la ecuación combinada FAO Penman-Monteith (Allen *et al.*, 2006) y a partir de ella se calculó la evapotranspiración de cultivo (ET_c). Adicionalmente, se utilizó información otorgada por el Sistema de la Red Agroclima FDF-INIA-DMC.

Balance hídrico del suelo en los biofiltros

Se estableció un balance hídrico en un intervalo de profundidad de 0 a 100 cm, que consideró como principales entradas los aportes de las precipitaciones (Pp), riego (R), escurrimiento superficial (Es (*campo maíz*)) y flujo lateral subsuperficial ($FLss$ (*campo maíz*)). Como salidas se consideró la ET_c , percolación profunda (P), escurrimiento superficial (Es), flujo lateral subsuperficial ($FLss$) y la variación en el contenido de agua entre el inicio y el final del estudio ($\Delta\theta$).

El riego (R) aplicado al cultivo de maíz ($m^3 ha^{-1}$), se estimó a partir de valores medidos en un estudio ejecutado por INIA Rayentué (Antúnez, 2013). El Es (*campo maíz*) durante la temporada primavera- verano, fue estimado a partir de valores obtenidos en el estudio previamente descrito (Anexo 1), multiplicando el factor de escurrimiento (%) por el volumen de agua de riego aplicado ($m^3 ha^{-1}$). Para los biofiltros se multiplicó el factor de escurrimiento (%) por el escurrimiento proveniente del campo de maíz ($m^3 ha^{-1}$).

Para estimar los valores de escurrimiento superficial durante la temporada de otoño-invierno se utilizó el software MAUCO (Lemus y Navarro, 2003). Así, el escurrimiento superficial se obtuvo a partir del producto entre el coeficiente de escorrentía calculado y la cantidad de agua caída (mm) en cada evento de precipitación (Pp) registrado durante el período de estudio.

Durante la temporada de crecimiento del cultivo en el sitio SL, el agricultor aplicó un riego adicional (Ra) especialmente enfocado a regar el sector de los biofiltros, valor que se estimó en base a los datos registrados en el estudio de INIA.

La evapotranspiración de cultivo (ET_c) se calculó en base a la metodología descrita por Allen *et al.* (2006), utilizándose diferentes valores del coeficiente de cultivo (kc) para

pradera y árboles encontrados en la literatura (Allen *et al.*, 2006; Salazar *et al.*, 2013) (Anexo 2).

Para la determinación de la variación del contenido de agua ($\Delta\theta$) se tomó una muestra de suelo (0-100 cm) en cada sitio al inicio y al final del estudio y se determinó el contenido de agua mediante secado en estufa a 105°C hasta masa constante. Además, se asumió que el suelo se encontraba a saturación al término de la temporada otoño-invierno e inicio de la temporada primavera-verano, producto de la aplicación del primer riego en ambos campos.

La P no se midió en terreno, por lo tanto en el sitio SL este componente del balance se estimó en el campo de maíz (ec. 1) y en los biofiltros (ec. 2). El FLSS no se consideró en el balance hídrico de acuerdo a los resultados obtenidos por Salazar *et al.* (2014), quienes no observaron este tipo de flujo en el sitio.

$$P_{(campo\ maíz)} = Pp + R + Es - (ETc + \Delta\theta) \quad (1)$$

$$P_{(biofiltro)} = Pp + Es_{(campo\ maíz)} + Ra - (ETc + \Delta\theta) \quad (2)$$

Se destaca que en SL no se observó Es durante el invierno, y sólo se consideró para el campo de maíz durante la temporada de verano. En CLC, no existió P debido a la presencia del duripan y la principal salida fue por $FLSS$, que se estimó para el campo de maíz (Ec. 3) y los biofiltros (Ec. 4).

$$FLSS_{(campo\ maíz)} = Pp + R - (Es + FLSS + \Delta\theta) \quad (3)$$

$$FLSS_{(biofiltro)} = Pp + Es_{(campo\ maíz)} + FLSS_{(campo\ de\ maíz)} - (Es + \Delta\theta) \quad (4)$$

Balance de nitrógeno en los biofiltros

Se estableció un balance de N en los biofiltros, donde la diferencia entre los niveles de N disponible al principio y al final del ensayo ($\Delta N_{NO_3+NH_4}$) se ve representada por la ec. 5 y se detallan en el Cuadro 4. Para cada componente el subíndice A corresponde a los aportes y el subíndice P a las pérdidas.

$$\Delta N_{NO_3+NH_4} = N_{AEs} + N_{AFLSS} + Min\ neta + N_{APp} - (N_{PES} + N_{PFLSS} + N_{abs.} + N_{Lix.} + N_{PG}) \quad (5)$$

El balance consideró como principales entradas el N aportado flujo lateral subsuperficial (N_{AFLSS}), N aportado por escurrimiento superficial (N_{AEs}), N aportado por precipitaciones (N_{APp}), como componente del ciclo la mineralización neta ($Min\ neta$) y como salidas el N absorbido por la vegetación ($N_{abs.}$), las pérdidas gaseosas (N_{PG}), lixiviación de N ($N_{Lix.}$), N perdido por flujo lateral subsuperficial (N_{PFLSS}) y N perdido por escurrimiento superficial (N_{PES}) (Cuadro 4). El componente N_{PG} , corresponde a una incógnita que será explicada en detalle posteriormente en el texto.

Determinación de aporte de nitrógeno por flujo lateral subsuperficial

En CLC se instalaron dos pozos de observación por parcela, que consisten en tubos de PVC, ambos perforados hasta los 100 cm de profundidad, en el límite entre el biofiltro y el campo de maíz (entrada) y el límite entre el biofiltro y el canal de desagüe (salida). Éstos permitieron obtener muestras quincenalmente de agua del flujo lateral subsuperficial, con el fin de evaluar la concentración de N a la entrada (E) y salida (S) del biofiltro. La recolección de las muestras de agua en los pozos de observación en terreno se realizó entre el 8 junio de 2012 y el 7 de marzo de 2013.

En SL la metodología para determinar la concentración de N-NO₃ y N-NH₄ de escorrentía a la entrada y salida de cada parcela fue la colecta tres muestras de suelo a cuatro profundidades (0-25; 25-50; 50-75; 75-100 cm) con un barreno agrológico para obtener una muestra compuesta por profundidad. Este procedimiento de determinación fue evaluado por Salazar *et al.* (2014) en el suelo de la zona de estudio. Los niveles de NO₃⁻ y NH₄⁺ se determinaron a través del método de extracción con KCl 2M (Sadzawka *et al.*, 2006). Las muestras fueron colectadas en tres fechas distintas: 4 de septiembre de 2012, 2 de octubre de 2012 y 14 de marzo de 2013.

Cuadro 4. Balance de nitrógeno en un biofiltro y procedimiento para estimar formas nitrogenadas.

Proceso	Metodología
N_{AFLSS}	CLC: Se midió el N en el agua del flujo lateral subsuperficial. Se colectaron muestras de agua en tubos perforados de PVC (0-100 cm) a la entrada y salida de cada tratamiento. En laboratorio se determinaron las concentraciones de las formas N (N-NH ₄ +N-NO ₃) en kg ha ⁻¹ , considerando el volumen de agua (balance hídrico) SL: Se midió el N en el suelo a la entrada y salida de los biofiltros a través de la colección de muestras con barreno a 4 profundidades. Éstas, representan el área de influencia que tendría la vegetación para extraer formas N. Los valores de N-NO ₃ y N-NH ₄ fueron transformados a kg ha ⁻¹ .
N_{AEs}	Valores de concentraciones de N-NO ₃ y N-NH ₄ en el agua de la escorrentía superficial medidos por Avendaño (2014) y Hurtado (2014) en el caso de CLC, y Apablaza (2014) en el caso de SL. Los valores de N se transforman a kg ha ⁻¹ , a partir del volumen de agua calculado en el balance hídrico.
N_{APp}	Se recolectaron muestras de agua de lluvia en botellas plásticas conectadas a embudos, obtenidas el día más próximo al evento de precipitación. Posteriormente se analizaron las formas N en laboratorio. Los valores de N fueron transformados de mg L ⁻¹ a kg ha ⁻¹ .
<i>Min neta</i>	Método de mineralización <i>in situ</i> (Raison <i>et al.</i> , 1987). Se instalaron 2 tubos de PVC (5 cm de diámetro y 28,5 cm de alto) por parcela y enterrados hasta una profundidad de 25 cm, perforados para facilitar el intercambio de agua y oxígeno. La parte superior del tubo (expuesta al ambiente) fue cubierta con una tapa plástica para prevenir la entrada de agua en forma vertical proveniente de las precipitaciones o riego. El supuesto básico de este método es que los procesos que involucran conversiones de N dentro y fuera de los cilindros de PVC no difieren significativamente. Los valores de N obtenidos fueron transformados a kg ha ⁻¹ . Las muestras se tomaron en tres fechas: SL: 20 de junio de 2012 (barreno agrológico), 25 de Septiembre de 2012 y 3 de Abril de 2013 (tubo de mineralización); CLC: 12 de Julio de 2012 (barreno agrológico), 25 de Septiembre de 2012 y 3 de Abril de 2013 (tubos de mineralización) La dinámica de los procesos de mineralización e inmovilización se evaluó en base al siguiente criterio: Mineralización neta (kg ha ⁻¹) = N disponible final – N disponible inicial, donde: Mineralización neta ≥ 0 (kg ha ⁻¹), dominan los procesos de mineralización de N. Mineralización neta < 0 (kg ha ⁻¹), dominan los procesos de inmovilización de N.

Cuadro 4. Balance de nitrógeno en un biofiltro y procedimiento para estimar formas nitrogenadas (continuación).

Proceso	Metodología
N_{abs}	Se obtuvo multiplicando la biomasa de las especies vegetales por el N presente en los tejidos, a partir de un medidor de clorofila portátil (Realini, 2014).
N_{PG}	Se despejó de la ec. 5. Corresponde a pérdidas por procesos de desnitrificación y volatilización.
N_{Lix}	CLC: se asumió como cero por la presencia de estrata impermeable (duripán). SL: a partir del contenido de N a los 75-100 cm al final del estudio. Se utilizó la ecuación modificada de Burns (Matus y Rodríguez, 1994): $N_{Lix} = \frac{A \cdot 8P}{P + (W \cdot Db)^z}$ donde N_{Lix} es la cantidad de N lixiviado (kg ha^{-1}) bajo la zona de raíces z (cm), A es la cantidad de N-NO_3 (kg ha^{-1}) presente en la profundidad z y W es el contenido de agua del suelo (g g^{-1}) y P (cm).
N_{PFLSS}	Se utilizó la misma metodología que para N_{AFLSS}
N_{PES}	Se utilizó la misma metodología que para N_{AES}

En el campo, las muestras de agua se almacenaron en botellas plásticas, se mantuvieron en un cooler a 4°C y se trasladaron inmediatamente al Laboratorio de Química de Suelos y Aguas de la Facultad de Ciencias Agronómicas, lugar donde las muestras se refrigeraron para ser analizadas dentro de 48 h. Previo a los análisis, las muestras fueron expuestas a temperatura ambiente (20°C), posteriormente se utilizaron filtros de pirinola de 0,45 μm para evitar su contaminación con formas nitrogenadas

La concentración de nitrato (N-NO_3) y amonio (N-NH_4) en las muestras de agua se determinó utilizando un set de reactivos de la empresa Hach mediante métodos colorimétricos. El N-NO_3 se determinó por el método del ácido cromotrópico, mientras que el N-NH_4 por el método amoníaco-salicilato. Finalmente, la lectura de las concentraciones de las formas de N en las muestras se realizó en un espectrofotómetro (Hach modelo DR-5000).

Los niveles (mg kg^{-1}) de N-NO_3 y N-NH_4 en el suelo se determinaron acorde a la metodología definida por Sadzawka *et al.* (2006).

Análisis estadístico

Se realizó un análisis de varianza (ANDEVA) con $p < 0,05$ para determinar diferencias significativas entre los tratamientos en las mediciones efectuadas en las muestras de suelo y agua de cada sitio, utilizando la prueba de comparaciones múltiples de Tukey. Para comparaciones individuales fue usada la t -pareada entre entrada y salida para cada tratamiento.

Adicionalmente, se realizó un ANDEVA no paramétrico para evaluar la lixiviación de N en SL, utilizando la prueba de Friedman, ya que en los valores medidos no se cumplía el supuesto de homocasticidad de varianza.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización de los suelos

El suelo en SL es de textura gruesa, presentando clases texturales que varían de franca a arenosa en profundidad. El suelo en CLC es de textura fina, variando de clases texturales franco arcillosa a arcillo limosa, además, presenta una estrata impermeable en profundidad (duripán). Los niveles de MO son bajos y medios respectivamente. Son suelos no salinos ($CE < 4 \text{ dS m}^{-1}$), de reacción neutra y una CIC en general baja. Las propiedades físicas y químicas medidas se muestran en el Cuadro 5. La descripción morfológica se presenta en el Apéndice I.

Cuadro 5. Propiedades físicas y químicas de los suelos analizados.

Profundidad cm	Db Mg m^{-3}	Clase textural	AA ----- %	MO ----- %	N_T -----	pH_{agua} -	pH_{KCl} -	CE dS m^{-1}	CIC $\text{cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$
Suelo San Luis (SL)									
0-15	1,35	F	11,91	1,47	0,04	6,93	6,20	1,59	9,65
15-39	1,36	Fa	9,11	1,24	0,02	6,90	5,78	1,04	10,64
39-73	1,32	Fa	6,27	1,18	0,02	6,90	5,76	0,89	10,15
73-103	1,31	F	28,18	1,35	0,02	6,80	6,80	1,32	10,94
103-132	1,46	a	0,19	0,44	0,00	7,27	4,68	0,80	10,49
132-155+	1,31	aF	5,10	0,71	0,023	7,29	5,75	0,59	10,94
Suelo Caleuche (CLC)									
0-9	1,36	FA	20,47	3,03	0,07	7,21	6,40	2,00	14,8
9-22	1,17	FA	19,87	3,42	0,07	6,85	6,02	2,40	10,93
22-35	1,13	FA	17,63	6,52	0,14	6,42	5,81	1,74	17,06
35-51	1,01	FA	16,70	6,27	0,15	6,38	5,74	1,73	17,90
51-75	1,20	FA	25,61	4,87	0,09	6,82	5,71	1,76	17,61
75-96	1,05	FL	24,66	4,95	0,09	5,94	5,07	1,59	14,89
96-115+	ND	FAa	19,90	5,01	0,08	5,41	5,05	0,91	13,07

Db: densidad aparente; AA: agua aprovechable, MO: materia orgánica; N_T : nitrógeno total; CE: conductividad eléctrica; CIC: capacidad de intercambio catiónica. F: franca; franco arenosa; aF: areno francosa; a: arenosa; FA: franco arcillosa; FL: franco limosa; FAa: franco arcillo arenosa; ND: no determinado.

El suelo en SL presenta una estratificación del perfil, observándose un cambio en la clase textural y un aumento en la retención de agua, MO y CE entre los 73 y los 103 cm. En CLC, se identificó un duripan de profundidad variable a los 75 cm (Apéndice II). Lo descrito anteriormente podría favorecer el flujo lateral subsuperficial, principalmente en CLC y eventualmente en SL.

Variables climáticas

La Figura 4 muestra que la precipitación acumulada durante el período de estudio fue de 307 mm, valor que indica alrededor de un 50% de déficit en comparación a valores históricos registrados por INIA, los cuales alcanzan 733 mm durante este mismo período (INIA, 1989).

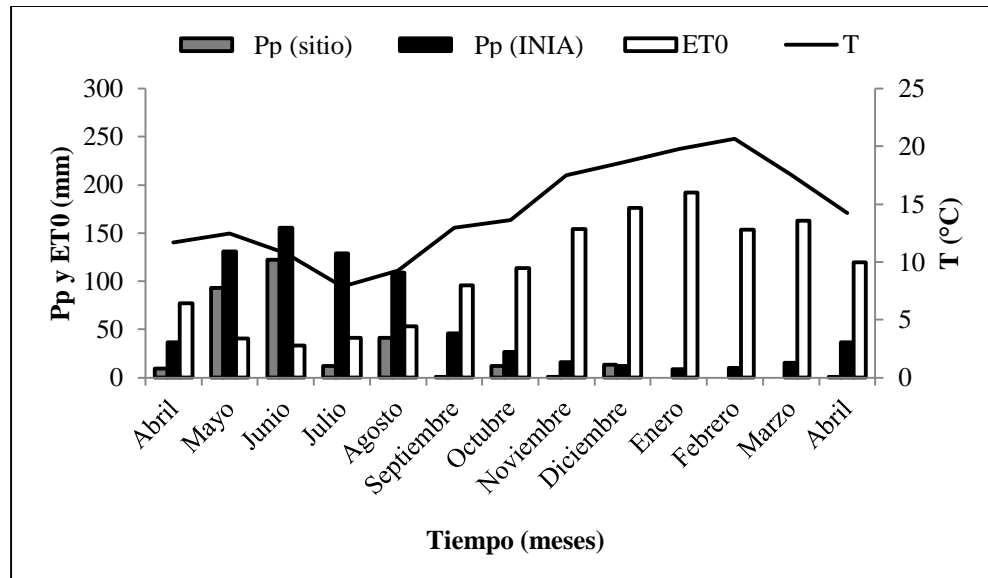


Figura 4. Precipitación (Pp) medida e informada por INIA para la zona agroclimática 76.5. Evapotranspiración potencial (ET0) y temperatura media (T) mensual medidas en los sitios (n=2). (Temporada 2012-2013)

La temperatura media registrada durante el período de medición fue de 14,4°C. Los meses más fríos (abril – agosto) presentaron una temperatura media de 10,4 °C, mientras que la temperatura media en los meses más cálidos (septiembre – abril) fue de 16,9 °C.

Por otro lado, es importante mencionar que los días 26 de Mayo y 13 de Junio, se produjo una inundación en el sitio experimental SL, debido a la salida del Río Tinguiririca, la cual se mantuvo durante 8 horas el primer día y 4 horas el segundo día.

Balance hídrico del suelo en los biofiltros

Se estableció un balance hídrico en el suelo de los biofiltros en ambos sitios para determinar los flujos de agua que se movilizan a través del sistema y para evaluar las entradas y salidas (Apéndice II).

En SL, al ser un suelo arenoso, los movimientos de agua y NO_3^- se generan en grandes volúmenes debido a la distribución del tamaño de poros (mayor tamaño). Así mismo, los

flujos son por lo general verticales, lo que representa una amenaza de contaminación de los acuíferos, particularmente de las napas subterráneas (Addiscot, 1996). A pesar de la estratificación del suelo de SL, se presume que no existió un flujo lateral subsuperficial, ya que no se observó agua en los pozos de observación instalados al inicio del estudio, lo anterior relacionado al déficit de precipitaciones registrado durante el periodo. Investigaciones han demostrado que el NO_3^- se mueve más rápido en suelos de textura gruesa que en aquellos de textura fina (Bergstrom y Johansson, 1991; Vinten y Smith, 1993). Las principales salidas de agua de los biofiltros establecidos en SL, se generan producto de la ETc y la percolación profunda (P). De acuerdo al Apéndice II, el tratamiento C es el que presenta los valores menores de ETc en ambas temporadas y consecuentemente, los valores mayores de P. Así, es posible observar una tendencia que sugiere que a medida que la ETc se incrementa en los tratamientos, los valores de P disminuyen. Lo anterior indica que las principales pérdidas de N hacia cuerpos de agua, se generarían por procesos de lixiviación.

En CLC, las mayores pérdidas de agua se observan en los flujos de agua subsuperficiales y la ETc. Lo anterior se puede explicar ya que al ser un suelo con un alto contenido de arcillas, presenta comportamientos de expansión y contracción. Esto promueve el movimiento de agua y NO_3^- , principalmente a través de flujos preferenciales que pueden conectar con el sistema de drenaje. En ese caso, los contaminantes y el agua pueden alcanzar fácilmente las napas subterráneas o la red de drenaje superficial.

Además, los datos presentados en el Apéndice II indican que en el tratamiento C se generarían pérdidas mayores por Es o FLss, debido a los valores menores de ETc calculados en el estudio. Así, es esperable encontrar en los demás tratamientos una disminución en los volúmenes de flujo superficial y subsuperficial, a medida que exista un aumento en la ETc debido a la presencia de las especies vegetales en los biofiltros. En el caso anterior, la disponibilidad de agua menor dificultaría el transporte de formas nitrogenadas fuera de los biofiltros.

Por otro lado, la interface suelo-roca o cualquier estrata impermeable formada a partir de procesos naturales, se ha reconocido en algunos estudios como un patrón importante para favorecer el flujo lateral subsuperficial (Zhu y Lin, 2009; Lin *et al.*, 2002). Adicionalmente, los flujos laterales subsuperficiales son considerados muchas veces como un proceso lento en ecosistemas naturales y generan una variación espacial de los solutos y contaminantes en el suelo (Chen, 2007). La presencia de un duripan en CLC favorecería el patrón de flujo lateral subsuperficial del agua en el perfil, por lo que se debe tener especial énfasis en la acción de los biofiltros en la remoción del N en ésta.

Balance de nitrógeno en los biofiltros

Se estableció un balance de N en el suelo de cada uno de los tratamientos instalados en SL y CLC, considerando las entradas y salidas de N y los procesos involucrados en el ciclo del N (Cuadros 6 y 7).

Cuadro 6. Balance de nitrógeno (N) en el suelo de los biofiltros ubicados en San Luis

Temporada/ tratamiento		Procesos ^{1,2}					
		<i>Min neta</i>	N_{App}	N_{Aes}	N_{Lix}	N_{abs}	N_{PG}
		----- kg N ha ⁻¹ -----					
<i>Otoño-invierno</i>							
C	$\Delta N=$	78±25	3,9	-	12±12	0	ND
G	$\Delta N=$	26±57	3,9	-	4±1	24±4	ND
GS	$\Delta N=$	61±62	3,9	-	5±3	25±9	ND
GST1	$\Delta N=$	71	3,9	-	2±1	21±13	ND
GST2	$\Delta N=$	71±41	3,9	-	2±1	29±9	ND
<i>Primavera-verano</i>							
C	$\Delta N=$	-38±55	0,1	16	28±30 a	0	ND
G	$\Delta N=$	-11±34	0,1	16	5±1 a	55±10	ND
GS	$\Delta N=$	6±43	0,1	16	9±6 a	59±22	ND
GST1	$\Delta N=$	11±37	0,1	16	1±0,5 ab	50±30	ND
GST2	$\Delta N=$	9±53	0,1	16	1±0,7 b	69±21	ND

¹Letras distintas en una columna indican diferencias significativas entre tratamientos ($p<0,05$, ANDEVA no paramétrico). Media \pm desviación estándar (n=3). ND: No determinado.

² N_{Aes} : N aportado por escurrimiento superficial; N_{App} : N aportado por precipitaciones; *Min neta*: mineralización neta; N_{abs} : N absorbido por la vegetación; N_{PG} : pérdidas gaseosas; N_{Lix} : lixiviación de N.

Cuadro 7. Balance de nitrógeno (N) en el suelo de los biofiltros ubicados en Caleuche

Temporada/ tratamiento		Procesos ^{1,2}							
		<i>Min neta</i>	N_{App}	N_{AFLSs}	N_{Aes}	N_{PFLSs}	N_{PES}	N_{abs}	N_{PG}
		----- kg N ha ⁻¹ -----							
<i>Otoño-invierno</i>									
C	$\Delta N=$	-16±37	3,9	3±1	4	5±1 a	5	0	ND
G	$\Delta N=$	2±19	3,9	3±3	2	3±1 ab	3	53±32	ND
GS	$\Delta N=$	-74±35	3,9	2±1	4	3±2 ab	2	26±4	ND
GST1	$\Delta N=$	2±29	3,9	2±2	9	1±1 b	2	25±4	ND
GST2	$\Delta N=$	-40±31	3,9	1±1	3	1±0,1 b	1	29±3	ND
<i>Primavera-verano</i>									
C	$\Delta N=$	115±29	0,1	175±216	65	79±66	40	0	ND
G	$\Delta N=$	119±100	0,1	113±159	65	65±47	32	123±74	ND
GS	$\Delta N=$	124±141	0,1	120±138	65	60±60	32	60±10	ND
GST1	$\Delta N=$	143±74	0,1	125±108	65	28±6	32	57±9	ND
GST2	$\Delta N=$	138±109	0,1	116±77	65	14±12	32	68±8	ND

¹Letras distintas en una columna indican diferencias significativas entre tratamientos ($p<0,05$, ANDEVA no paramétrico). Media \pm desviación estándar (n=3). ND: No determinado.

² N_{Aes} : N aportado por escurrimiento superficial; N_{App} : N aportado por precipitaciones; *Min neta*: mineralización neta; N_{abs} : N absorbido por la vegetación; N_{PG} : pérdidas gaseosas; N_{Lix} : N perdido por lixiviación.

Aportes y pérdidas de nitrógeno por flujo lateral subsuperficial

En el sitio SL se realizaron algunos muestreos de suelos con barreno en el intervalo de profundidad 0-100 cm para una caracterización del sitio, donde no se encontraron diferencias significativas ($p>0,05$) en el contenido de N entre tratamientos a la entrada de los biofiltros para ninguna de las tres fechas de medición (Figura 5), resultado que se atribuye a la alta variabilidad de los contenidos de N encontrados en el suelo (ver Apéndice III). Lo anterior se relaciona a la susceptibilidad de recibir influencia de los manejos realizados antes o durante el período productivo, principalmente fertilización y labores de preparación de suelo.

A la salida de los biofiltros sí existieron diferencias significativas ($p<0,05$) entre tratamientos para las fechas 2 y 3 (Figura 5). En la primera fecha de medición, no se observaron diferencias entre tratamientos, condición que se explica por la salida del río Tinguiririca y la consecuente inundación del sitio de estudio. Este evento habría generado un depósito homogéneo de las formas nitrogenadas en el perfil del suelo, ya que el terreno presenta un gradiente de pendiente inferior al 2%, lo que impide dirigir el flujo superficial de agua hacia sectores específicos donde los elementos disueltos puedan ser distribuidos de forma heterogénea.

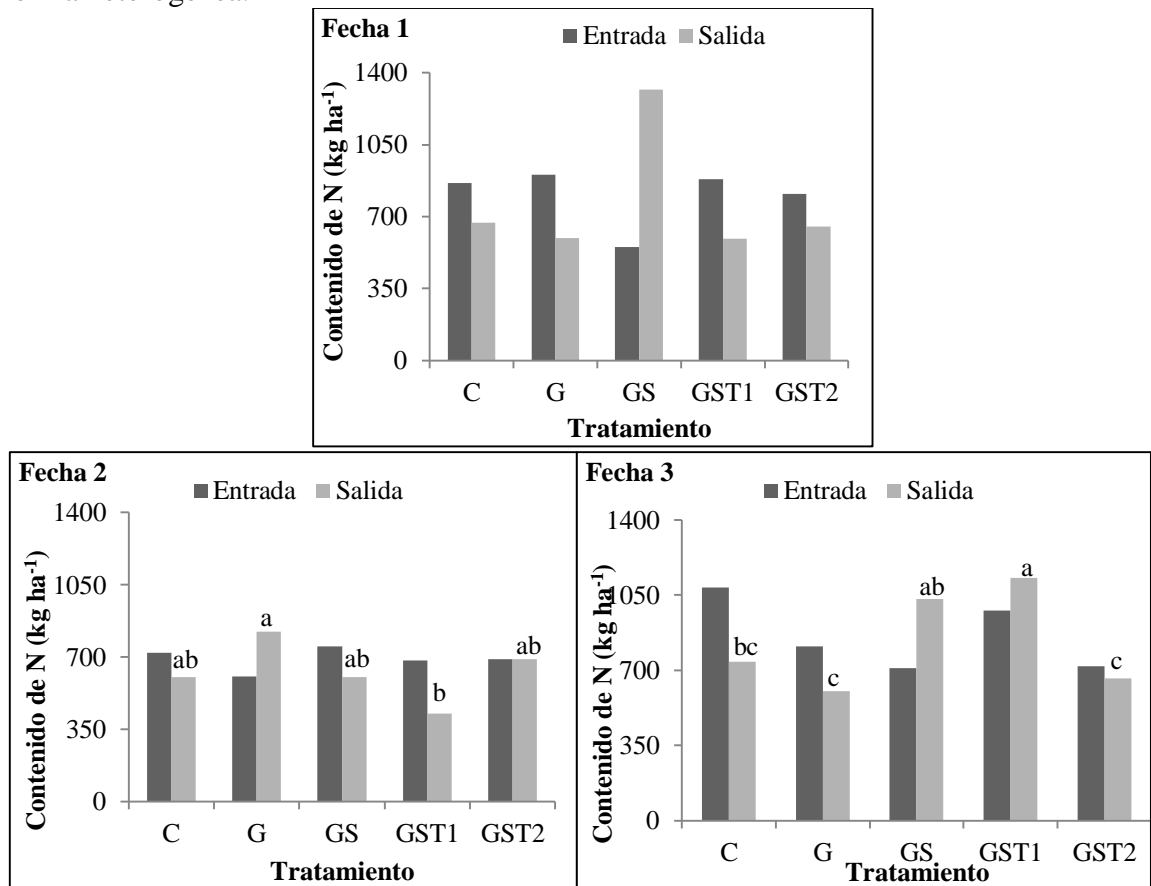


Figura 5. Contenido promedio de nitrógeno (N) disponible ($N_{NO_3 + NH_4}$) en el suelo a la entrada y salida de los biofiltros en SL para cada una de las fechas de medición. Fecha 1: 04-09-2012; Fecha 2: 02-10-2012 y Fecha 3: 14-03-2013. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p<0,05$).

Para las fechas 2 y 3, resulta interesante discutir los datos observados en G y GST1. En este sentido, para praderas perennes el crecimiento presenta una tasa reducida entre otoño y comienzos de primavera, pero a medida que el cultivo va desarrollándose la tasa de absorción de N aumenta hasta alcanzar un valor máximo, y posteriormente se estabiliza, donde esta absorción se ve representada a través de una curva de tipo sigmoidea (Sullivan *et al.*, 1999). La festuca fue la única especie que logró establecerse adecuadamente y presentar signos claros de desarrollo, por lo que se puede asumir que para las primeras dos fechas la pradera se encontraba en una fase de lenta acumulación de materia seca y en consecuencia, una tasa de absorción baja de N. Para la fecha 3, la pradera ya había alcanzado un mayor grado de desarrollo y se encontraba en la etapa de absorción máxima. Esta dinámica en la absorción de N explicaría la disminución en los contenidos de N en el suelo a la salida del tratamiento G y las diferencias encontradas con GST1 para esa misma fecha. Así, las diferencias encontradas en la fecha 2 entre G y GST1 no tienen directa relación con la absorción de N por parte de las especies establecidas en el biofiltro, ya que aún la vegetación no se había logrado adaptar a las condiciones del sistema y se pueden atribuir a una distribución heterogénea de N en el perfil y a la variabilidad alta de los contenidos de formas nitrogenadas en los primeros meses de estudio.

Por otro lado, las diferencias observadas en C y GST2 con GST1 para la fecha 3 no se explican a partir de la absorción por parte del cultivo. Se puede asumir que el menor contenido de N en GST2 se debe a otros procesos de pérdida de N del sistema de biofiltros. En C, las pérdidas se pueden atribuir mayormente a la lixiviación de N, producto de la ausencia de vegetación en la parcela que pudiese absorber o retener los flujos de agua y NO_3^- que se mueven en profundidad.

En CLC el tratamiento control presentó valores de N perdidos a través del flujo lateral subsuperficial (N_{PFLSS}) significativamente mayores que GST1 y GST2 a la salida de los biofiltros durante la temporada otoño-invierno (Cuadro 7). En el tratamiento C, los valores encontrados se atribuyeron a un transporte del N remanente en el suelo, disuelto en el agua a través del flujo lateral subsuperficial que se movilizó hacia el punto de muestreo a la salida del biofiltro. Aunque en los otros tratamientos probablemente ocurrió el mismo fenómeno, en la superficie existía la influencia de vegetación que pudo haber retenido y absorbido una fracción del N- NO_3 que era transportado a través de flujos subsuperficiales lo que generó una pérdida menor de formas nitrogenadas a través de esta vía, en comparación al tratamiento C. Para la temporada primavera-verano no se observaron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$) entre los tratamientos para ninguna de las dos zonas de muestreo (Cuadro 7).

A pesar de que los sistemas de drenaje subsuperficiales en un sistema de biofiltros ayudan a remover volúmenes altos de agua en períodos cortos de tiempo y previenen la inundación del terreno, éstos pueden presentar patrones de flujo que transporten el N- NO_3 hacia cuerpos de agua superficiales de forma muy rápida, factor que disminuye la efectividad del biofiltro en remover N de flujos subsuperficiales (Borin *et al.*, 2005; Chen, 2007). Así, en este caso, puede que los biofiltros no hayan tenido el tiempo suficiente para ejercer su acción en la remoción de N necesaria para establecer diferencias entre los contenidos de N que entran y que salen de las franjas buffer a pesar de que las raíces, principalmente de la

pradera, alcanzaran los flujos subsuperficiales y absorbieran el $N-NO_3$ disuelto en el agua que los transporta.

En CLC los valores de N aportados por el flujo lateral subsuperficial en el período de otoño-invierno fueron significativamente ($p < 0,05$) menores que los observados durante la temporada primavera-verano (Figura 8) resultado que se atribuye al efecto generado por los aportes de N de los fertilizantes aplicados al maíz en la época de primavera-verano.

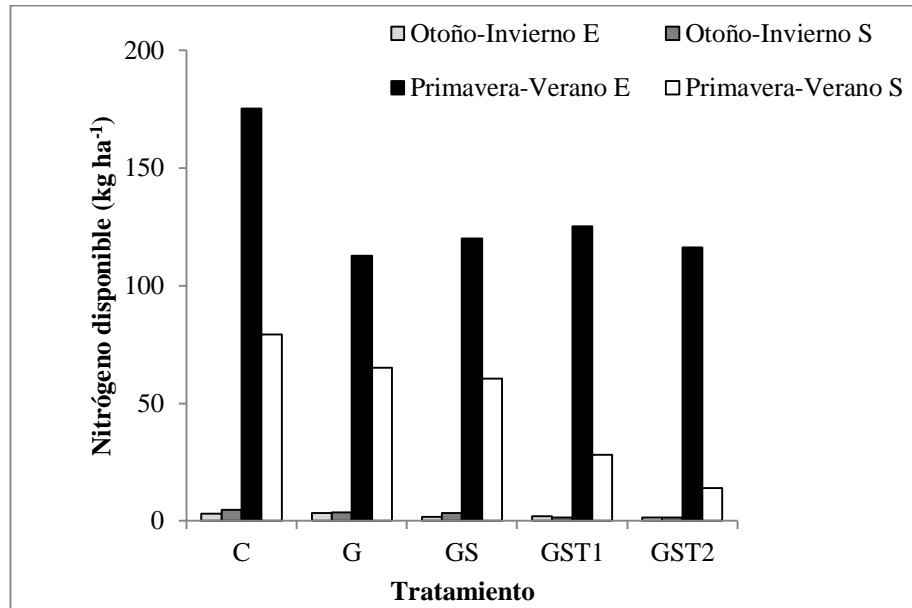


Figura 6. Nitrógeno (N) disponible ($N-NO_3+N-NH_4$) aportado por el flujo lateral subsuperficial a la entrada (E) y salida (S) de los biofiltros en ambas temporadas en CLC.

Por otra parte, si se calcula un valor relativo respecto a los datos obtenidos en E, estableciendo un diferencial (Δ) entre los valores de N medidos a la entrada (E) y salida (S) para cada tratamiento y dividiéndolo por el contenido de N inicial (valores medidos en E), se podría evaluar el efecto de los tratamientos en la dinámica del N (ver datos en Cuadro 7 y Figura 6); donde a medida que el valor calculado aumenta indicaría que existe una retención mayor de N. Al aplicar dicho indicador, se obtiene lo siguiente: para todos los tratamientos, excepto C (-0,4) y GS (-1,1) durante la temporada otoño-invierno, el indicador sugiere que existe cierta retención de N por parte de los demás tratamientos, fenómeno que da una aproximación de la capacidad de los biofiltros establecidos en la remoción de N desde flujos subsuperficiales. Las excepciones podrían ser atribuibles en el caso del tratamiento C, al transporte del N remanente en el suelo, como ya se discutió previamente. En el caso de GS, podría estar relacionado a la misma razón que C, debido al escaso desarrollo de las especies establecidas, las que no tuvieron el tiempo o la capacidad de ejercer un efecto en la remoción de N a través de la absorción. Sin embargo, los resultados de este indicador podrían relacionarse con la variabilidad espacial de la distribución del contenido de N en el sitio, donde no se manifiesta aún el efecto de las especies vegetales sobre la dinámica del N en el sitio durante el primer año de estudio.

Es posible observar que en ambos sitios el contenido de N mostró una tendencia a disminuir a la salida respecto a la entrada de los biofiltros (ver Figuras 5 y 6), situación que se atribuyó a la variabilidad alta de los datos en el caso de SL y a la disminución en los volúmenes de flujo subsuperficial a la salida de los biofiltros en CLC. Posiblemente, los mayores efectos de la vegetación, fueron generados por la pradera, ya que fue la única especie que logró generar un desarrollo radical capaz de absorber cantidades altas de N desde el suelo y/o el flujo subsuperficial.

Sin embargo, durante el primer año de estudio no es posible evaluar qué combinación de especies vegetales fue más efectiva en la remoción de N, debido al poco tiempo de establecimiento. Adicionalmente, el análisis estadístico (*t*-pareada entre entrada y salida para cada tratamiento) mostró que en ninguno de los casos se observaron diferencias estadísticas significativas ($p > 0,05$), por lo que durante el primer año de estudio los biofiltros no fueron eficaces en la remoción de N del flujo lateral subsuperficial.

Aportes y pérdidas de nitrógeno por escurrimiento superficial

Al verse imposibilitada la instalación de la metodología de colectores de escurrimiento durante el primer año de estudio en ambos sitios, no se realizó un análisis estadístico para determinar diferencias entre tratamientos en la efectividad de remoción de N del escurrimiento superficial. Tampoco fue posible hacer un cálculo exacto de los aportes de N por esta vía y solo se realizó una estimación en base a referencias de las pérdidas hacia cursos de agua superficiales.

En SL el valor estimado se asemeja a valores reportados por Borin *et al.* (2005) en un biofiltro angosto, donde las pérdidas totales de N fueron reducidas de 17 kg ha^{-1} a 5 kg ha^{-1} . Sin embargo, las condiciones del sitio de estudio y las estimaciones realizadas indican que el riesgo de transportar N vía escurrimiento superficial hacia cuerpos de agua es bajo. Para la temporada primavera-verano las entradas de N al sistema se deben principalmente a los aportes del agua por escurrimiento superficial.

Para el sitio CLC, las descargas por escurrimiento superficial hacia cuerpos de agua en las dos temporadas, se vieron reducidas en aproximadamente un 50% (Cuadro 7). Este resultado se atribuyó principalmente a la disminución en los volúmenes de agua que escurren superficialmente más que a la remoción de formas N por parte de la vegetación en éstos. Algunos estudios señalan que los biofiltros reducen aproximadamente en un 80% los volúmenes de escurrimiento superficial (Schmitt *et al.*, 1999; Rassam *et al.*, 2006).

La reducción de los volúmenes de los flujos de agua superficiales a la salida de los tratamientos, puede explicar las descargas menores de N hacia los cuerpos de agua superficiales producto de la hidrología en el sitio de estudio, en que las salidas de agua del sistema de biofiltros fueron preferentemente a través de flujos subsuperficiales. Además, pudo haber existido un aumento en la infiltración debido a la abrupta transición creada en la interface campo-biofiltro por la diferencia en los manejos del suelo y la cobertura vegetal en los biofiltros (Carling *et al.*, 2001).

Por otro lado, los flujos superficiales pueden atravesar zonas en que se favorece el proceso de desnitrificación y por lo tanto, remueven efectivamente el N sólo cuando los biofiltros presentan una adecuada cobertura para controlar la erosión y filtrar los movimientos de formas particuladas de N (Mayer *et al.*, 2006). Lo anterior indica que durante el primer año de estudio, al no existir el tiempo necesario para que las especies desarrollaran un alto grado de cobertura y un adecuado establecimiento, no es posible evaluar su efecto en la remoción de N desde flujos superficiales.

Adición de nitrógeno por precipitaciones

Utilizando los datos de las precipitaciones y las mediciones de concentración de N en el agua de lluvia ($N_{NO_3+NH_4}$) se determinó que en promedio el N aportado por las precipitaciones en la zona durante el período mayo-diciembre de 2012 fue de 4 kg N ha^{-1} (Cuadros 6 y 7). Por ejemplo, se ha determinado que en la zona Mediterránea de Chile la fijación atmosférica de N en el suelo a través del agua de lluvia no supera los $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Cisternas y Yates, 1982; Godoy *et al.*, 1999; Nuñez *et al.*, 2010; Casanova *et al.*, 2013).

El aporte de N vía agua de lluvia en la zona de estudio se asemeja mayormente a los valores registrados en los ensayos establecidos en sectores más alejados de zonas urbanas o industriales, sin embargo, se debe tomar en consideración que las precipitaciones caídas durante el período de medición fueron escasas (307 mm), valor que difiere en gran medida a los observados en los ensayos citados previamente los cuales variaban de $1.103\text{-}6.799 \text{ mm año}^{-1}$. A pesar del déficit de precipitaciones, el aporte de N vía agua de lluvia es bastante significativo, y se atribuye a la gran actividad agrícola y las altas tasas de aplicación de fertilizantes N en el sector o a la influencia de la actividad porcina presente en la zona, la cual genera como subproducto purines de cerdo.

Mineralización/Inmovilización de nitrógeno en el suelo

En SL durante la temporada otoño-invierno la mineralización neta en el tratamiento GST1 no se pudo determinar, debido a que los tubos de mineralización fueron removidos del sitio donde se instalaron originalmente por labores realizadas en el campo.

Durante la temporada otoño-invierno, las entradas mayores de N al sistema se relacionaron con la mineralización de este elemento en el suelo, factor que aumenta los riesgos de movilizar $N\text{-NO}_3$ hacia las aguas subterráneas por una cobertura menor de la superficie con vegetación. Se han reportado valores de mineralización neta en la zona Central de Chile que varían de -24 a 30 kg N ha^{-1} para una pradera anual, mientras que para un suelo cultivado con maíz grano de -82 a 67 kg N ha^{-1} (Sierra y Rodríguez, 1986; Rodríguez *et al.*, 1993; Nájera, 2013). Esto indica que existen rangos amplios de valores, y las condiciones ambientales influyen en el proceso. El rango óptimo de temperatura en el que se desarrolla el proceso de mineralización se encuentra entre 25° y 35°C con un contenido de agua en el suelo de 80-100% de capacidad de campo (CC) (Guntiñas *et al.* 2012). Así, se estima que los valores altos de N mineral encontrados en SL durante la temporada otoño-invierno se

podieron haber generado al final del ciclo invernal, donde probablemente se presentaron condiciones más adecuadas para el desarrollo del proceso.

En CLC, durante la época invernal, las mayores pérdidas del sistema tienen relación con los procesos de mineralización/inmovilización de N en el suelo y la absorción de este elemento por las plantas. La remoción de N durante el invierno, en que la absorción por la planta es despreciable, puede ser resultado de procesos de inmovilización y/o desnitrificación en el suelo, los que ocurren aún en existencia de temperaturas invernales (Simmons *et al.*, 1992; Lowrance *et al.*, 1995).

Adicionalmente, los contenidos de materia orgánica altos son capaces de suministrar las fuentes de carbono requeridos por los microorganismos para que se lleven a cabo los procesos involucrados con el ciclo del N en el suelo (Borin y Bigon, 2002).

Es importante considerar que al momento de instalar los biofiltros, el suelo presentaba residuos de cosecha incorporados, los cuales fueron removidos pero probablemente no en su totalidad. Rodríguez (1993) reportó que el aporte de N al suelo a partir de los residuos de cosecha de maíz grano de alta producción era de aproximadamente $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, factor que también puede incidir en los datos obtenidos.

En base a lo descrito, no es posible identificar bajo qué tipo de vegetación se genera un mayor aporte de N al suelo, ya que en ninguno de los sitios se presentaron diferencias estadísticas significativas ($p > 0,05$) entre los tratamientos para el proceso de mineralización neta y por lo tanto, para este primer año no se podrá evaluar bajo qué condiciones los suelos de los biofiltros retienen el N más eficazmente a través de inmovilización.

Lixiviación de nitrógeno

Según el Cuadro 6, los valores medidos se asemejan a los encontrados en literatura e incluso pueden ser considerados menores a los esperados para un sitio con las condiciones hidrológicas y de suelo presentes en el sitio SL. Van Beek *et al.* (2007) reportaron descargas de N-NO₃ hacia cuerpos de agua superficiales promedio de $9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Adicionalmente, en un estudio realizado por Nájera (2013) en la zona Central de Chile, se estimaron valores de lixiviación entre 0 y 4 kg N ha^{-1} para un suelo en condiciones de barbecho cultivado anteriormente con maíz y una pradera Mediterránea, respectivamente.

Sin embargo, para la Zona Central de Chile aún no se han publicado datos de lixiviación en un sistema de biofiltros que se puedan utilizar como un parámetro de comparación al momento de establecer la eficacia de esta medida para evitar pérdidas por esta vía, pero sí es posible determinar diferencias entre las distintas combinaciones de especies vegetales, en las cantidades de N que se descargan hacia cursos de agua superficiales.

En un ensayo realizado por Leeds-Harrison *et al.* (1999), se concluyó que los biofiltros presentan el potencial para reducir los niveles de lixiviación de NO₃⁻ desde campos agrícolas hacia aguas superficiales. Sin embargo, la hidrología y el suelo presente en el sector de estudio son factores críticos para determinar la efectividad de estas zonas para remover el N. Según el trabajo realizado por Salazar *et al.* (2014), se estableció que en el

suelo de SL el nivel freático se encontraba a una profundidad mayor a 1,5 m durante el periodo de otoño-invierno de 2012, por lo que no se obtuvieron muestras de agua en los pozos de observación establecidos. Así, es posible determinar que no existió un efecto de los biofiltros durante la temporada otoño-invierno para evitar las pérdidas hacia cursos de agua superficiales por medio del proceso de lixiviación. Esto se debe posiblemente al rápido paso del agua en profundidad, lo que disminuyó el tiempo de residencia de N en la zona de los biofiltros, impidiendo que éstos ejercieran su acción mediante la absorción. Por otro lado, las precipitaciones importantes ocurrieron antes de que los biofiltros presentaran un desarrollo radicular suficiente como para ejercer un efecto por absorción, por lo que el N se perdió antes de que los biofiltros pudiesen actuar en la retención de éste.

Por otro lado, las diferencias encontradas entre C y GST2 (Cuadro 6) en la temporada primavera-verano podrían indicar que sí existió efecto de los biofiltros en la retención de N susceptible a perderse por lixiviación. Lo anterior, producto de las mayores cargas de agua desde el campo de maíz movilizándose hacia la zona de biofiltros, lo que pudo haber aumentado el tiempo de residencia del N, permitiendo que el proceso de absorción por parte de la planta tuviera mayor efecto en la remoción de N en aquellos tratamientos en que existía vegetación. Sin embargo, se debe considerar que aún así, la remoción de N es menor cuando los flujos de agua se mueven en profundidad más allá de la zona de influencia de raíces y/o a través de un medio pobre en materia orgánica (Rosenblatt *et al.*, 2001), condiciones que se pueden presentar en el sitio SL.

Absorción de nitrógeno por las plantas

Según lo observado en los Cuadros 6 y 7, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p > 0,05$). Al no existir un adecuado establecimiento por parte de las especies leñosas (arbusto y árboles) el aporte en términos de remoción de N por la planta fue despreciable, por lo que para efectos de absorción, la discusión se enfocó principalmente en la absorción de N por parte de la pradera.

En los dos sitios de estudio se obtuvieron valores más altos en la temporada primavera-verano, razón que puede ser explicada por una absorción rápida de N debido al crecimiento acelerado y al aumento en el área foliar (Sullivan *et al.*, 1999), alcanzado un mayor grado de desarrollo que durante el período de invierno. Se han reportado valores de absorción de la festuca que varían de 80 a 100 kg ha⁻¹ año⁻¹ (Ducnuigeen *et al.*, 1997; Sullivan *et al.*, 1999), similares a los determinados en el presente trabajo.

Los valores de absorción observados en ambos sitios de estudio no difieren mayormente, sin embargo, los datos obtenidos en G para CLC tienden a ser más altos que los medidos en los demás tratamientos y G en SL. Se destaca que el tratamiento G ocupó un 100% de cobertura en la parcela, por lo tanto presentó la mayor absorción de N. En un estudio realizado por Nuñez *et al.* (2010) se encontró que al evaluar diferentes grados de cobertura, las diferencias en absorción por parte de la pradera podrían alcanzar hasta 200 kg N ha⁻¹, obteniéndose valores más altos en zonas de mayor cobertura.

Posiblemente en CLC, la adaptación de las especies vegetales a las condiciones del lugar de estudio, particularmente la pradera, fue más rápida que en el sitio SL, por lo que fue posible observar valores más altos retención de N mediante este proceso. El contenido de materia orgánica del suelo y la mayor capacidad de retención de agua son factores que pudieron haber estimulado la mejor adaptación de las plantas al medio, propiciando las condiciones para que se desarrollaran las raíces en un menor tiempo, lo que permitió un aumento en la absorción por parte de la planta, además de haber favorecido la actividad de los microorganismos desnitrificantes. Es necesario que el N que es transportado por los flujos de agua se mantenga retenido en la zona de los biofiltros por un amplio período de tiempo, y así asegurar que ocurra absorción de N por parte de las especies vegetales y se generen cambios a nivel biogeoquímico en el suelo (Leeds-Harrison *et al.*, 1999).

Las condiciones de suelo en el sitio SL facilitaron un flujo rápido del agua a través de los biofiltros, reteniendo menos agua aprovechable por las especies establecidas. Esta condición pudo haber generado una limitación en el crecimiento de la pradera en SL, reduciendo las tasas de absorción de N. Sin embargo, este proceso representa aproximadamente entre un 80-98% de las salidas de N medidas, superando las pérdidas de formas nitrogenadas por lixiviación.

Así, es posible establecer que las diferentes combinaciones de especies vegetales presentan el mismo efecto en términos de absorción de N, debido a que el tiempo de adaptación de las plantas no fue suficiente para evaluar efectividad de los distintos tratamientos durante el primer año de instalación.

Se determinó que la absorción representa una de las principales salidas del sistema, y por lo tanto, es un factor incidente en la capacidad de retención de los biofiltros. Sin embargo, la absorción por parte de la planta es generalmente considerada menos importante que la desnitrificación en la retención de N de en biofiltros, ya que el N vuelve a estar disponible en el medio una vez que la planta muere (Hefting *et al.*, 2005).

La desnitrificación es un proceso que remueve N de los biofiltros en un largo plazo, por lo tanto, la extracción de la vegetación para mantener a los biofiltros en una etapa de desarrollo temprana puede promover una remoción sostenida del nutriente a través de la absorción por la planta, pero puede también remover carbono, elemento fundamental para la realización del proceso de desnitrificación (Hickey y Doran, 2004).

Variabilidad espacial en los sitios de estudio

Al establecer el balance de N al inicio del estudio, se encontró una variabilidad espacial alta en ambos sitios en relación al contenido de N ($N-NO_3+N-NH_4$) en el suelo. La Figura 7 muestra un esquema de la variabilidad espacial que se midió en cada tratamiento.

Se han realizado algunas investigaciones en las que se ha determinado la variabilidad espacial de los contenidos de N en el suelo y otros procesos que involucran el ciclo de este elemento en el sistema (Robertson *et al.*, 1988; Ortega y Mardonez, 2005). En los estudios

mencionados se coincide en la dependencia espacial y temporal que presentan los procesos de transformación de N en los suelos (mineralización neta, nitrificación y desnitrificación).

La dispersión de los datos medidos puede ser atribuible a diversos factores, tales como los manejos de fertilización y preparación de suelos que recibieron los sitios el año previo a la instalación del ensayo, los cuales pudieron haber dejado una distribución no uniforme en los contenidos de N a lo largo del perfil.

También se debe considerar la acción de los procesos de mineralización, nitrificación y/o desnitrificación, que se pudieron haber desarrollado en condiciones sitio específicos de contenido de agua y fuente de CO, generando micrositos que permitieran llevar a cabo los procesos previamente mencionados.

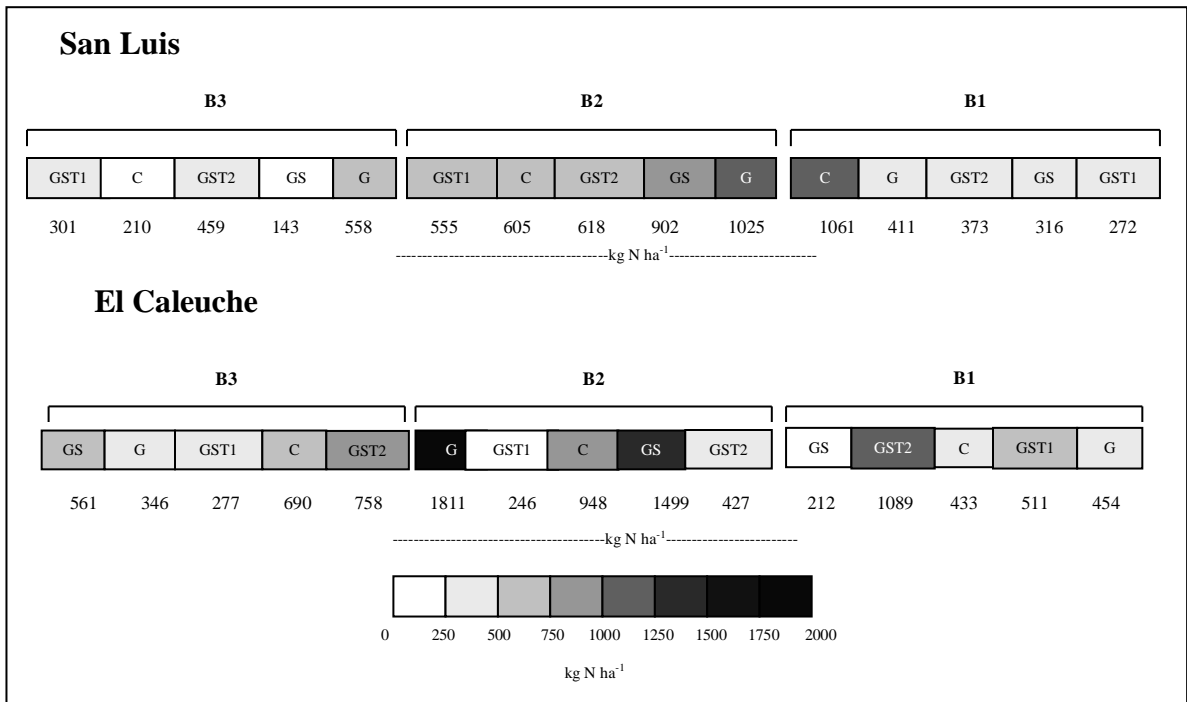


Figura 7. Diagrama de la variabilidad espacial del contenido de nitrógeno (N) en el suelo (kg N ha^{-1}) de 0 a 100 cm de profundidad, al inicio del ensayo en ambos sitios. Los colores más oscuros indican un contenido mayor de N en el suelo y los colores más claros un contenido menor de este elemento.

Pérdidas gaseosas de nitrógeno hacia la atmósfera

Al momento de establecer el balance de N en el sistema de biofiltros, la diferencia entre los contenidos de N al final del estudio con los contenidos de N al inicio de éste (ΔN) entregó datos muy variables que no permitieron aplicar la ecuación 5 para estimar las pérdidas gaseosas (Figura 7).

Se estima que las pérdidas por volatilización fueron despreciables, ya que concentraciones altas de NH_3 son liberados del suelo cuando el pH es mayor a 7,5 (Strong y Fillery, 2002),

condición que no se encuentra en ninguno de los dos sitios en que se estableció el ensayo. Por lo tanto, las pérdidas gaseosas ocurren preferentemente por desnitrificación.

Diversos estudios indican que las tasas anuales de desnitrificación desde suelos agrícolas, forestales y no intervenidos, suelen presentarse en amplios rangos: 0 a 239 kg N ha⁻¹ año⁻¹ (Hefting y de Klein, 1998; Barton *et al.*, 1999; Pérez *et al.*, 2009; Nuñez *et al.*, 2010). En base a lo expuesto, los valores de N que pudieron haber sido liberados hacia la atmósfera son muy variables.

Se ha reportado que la desnitrificación podría ser mayor en suelos franco-finos, si la textura genera las condiciones de anaerobiosis necesarias para la realización de este proceso y no se restringe la difusión de compuestos carbonados hacia los micrositos en que se llevará a cabo el proceso (Myrold y Tiedje, 1985).

En suelos de textura gruesa, como SL, se puede limitar la desnitrificación, ya que no se generaron las condiciones de anaerobiosis necesarias debido a las buenas condiciones de aireación y drenaje (Groffman y Tiedje, 1991). Sin embargo, durante los eventos de precipitación importantes y, por sobre todo, cuando ocurrió la inundación producto de la salida del río Tinguiririca, se pudo haber saturado el suelo, estimulando la actividad de los microorganismos responsables de llevar a cabo este proceso. De esta forma, la desnitrificación pudo haber sido un factor importante en cuanto a la remoción de N del sistema al comienzo de la temporada, debido al efecto de los mayores volúmenes de agua ingresando al suelo. No obstante, los biofiltros aún no se habían establecido completamente, por lo que posiblemente la presencia de vegetación en esa área no fue determinante para el desarrollo de la desnitrificación durante ese período.

Por otro lado, CLC presenta las condiciones que favorecen las pérdidas por desnitrificación, considerando la textura fina del suelo, los volúmenes de flujo subsuperficial y el N disuelto que éstos movilizan. Además, el microrelieve que presenta el duripán, podría permitir largos periodos de retención de agua en los biofiltros, disminuyendo la presión de oxígeno en aguas subsuperficiales, generando condiciones adecuadas para las bacterias desnitrificantes lo que, en pequeñas zonas donde el O₂ es removido completamente, puede llevarlos a utilizar un metabolismo anaeróbico, favoreciendo la desnitrificación (Leeds-Harrison *et al.*, 1999; Balestrini *et al.*, 2011;).

Así, se debe tener presente que la desnitrificación podría ser un factor preponderante en la efectividad de los biofiltros al remover N del sistema en este sitio. Además, se ha considerado el efecto indirecto de la vegetación en la desnitrificación a través de la liberación de materia orgánica al suelo (Balestrini *et al.*, 2011).

Retención de nitrógeno por los biofiltros establecidos

Finalmente y de acuerdo a lo discutido en los puntos anteriores, se estableció la capacidad de retención de N de cada tratamiento, considerando en el caso de SL la absorción de este elemento por parte de las especies vegetales y en CLC, la diferencia entre los aportes

provenientes del campo de maíz a través de flujos superficiales y subsuperficiales y las pérdidas de N que se movilizan por medio de estos flujos hacia el canal de desagüe, junto con la absorción de este nutriente por las plantas (Figura 8). Aunque los valores mayores de retención se observan durante la temporada primavera-verano, se debe considerar que también existen aportes más altos de N al sistema. Se observa que en el sitio CLC, los valores de N retenido superan a los de SL. Esto indica que la presencia de flujos subsuperficiales y superficiales favorecerían la capacidad de remoción de N en los biofiltros, producto de un efecto de éstos en otros procesos, tales como la desnitrificación. Así, se puede establecer que en SL la ausencia de flujos laterales indica que esta medida sólo podría ser efectiva para disminuir las descargas de $N-NO_3$ hacia las napas subterráneas.

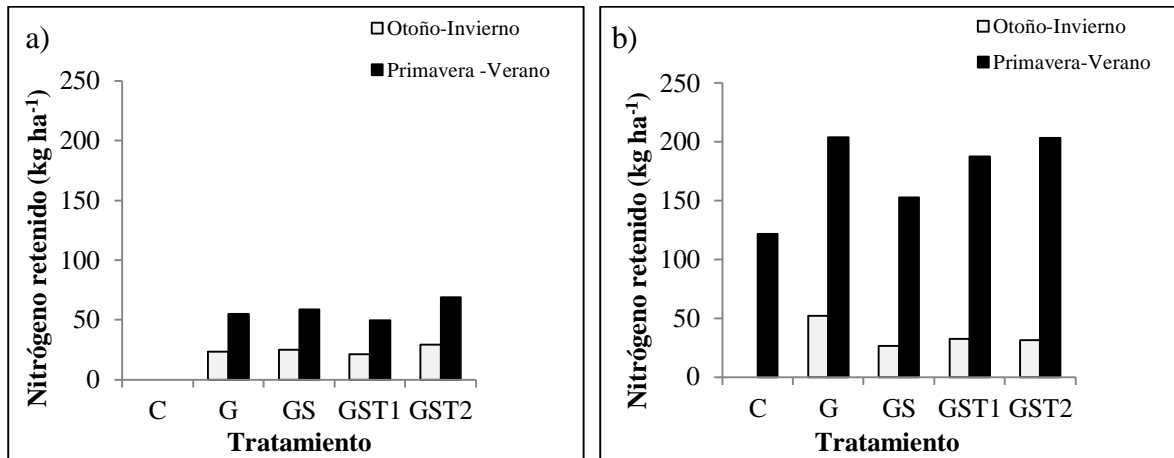


Figura 8. Nitrógeno disponible ($N-NO_3+N-NH_4$) retenido por los tratamientos establecidos en el sitio a) SL y b) CLC, en las temporadas otoño-invierno y primavera-verano.

En las Figuras 9 y 10 se destaca que las principales entradas durante el periodo otoño invierno fueron la mineralización y el escurrimiento superficial desde el suelo cultivado con maíz y las salidas se generaron por procesos de absorción e inmovilización. De igual forma, durante el periodo primavera verano, los mayores aportes provinieron de flujos superficiales y subsuperficiales desde el campo de maíz, mientras que las principales salidas de N del sistema fueron a través de la absorción.

De esta forma, se podría esperar que un suelo de textura gruesa, como es el caso de SL, sea más eficiente en la remoción de N del sistema a través de procesos de absorción de la planta, más que por procesos de desnitrificación. Es así como se observó que la absorción por parte de las plantas fue un factor importante en la retención de N en los biofiltros, evitando que cantidades mayores de formas nitrogenadas fueran descargadas hacia cuerpos de agua superficiales. Se estima además que las condiciones presentadas en el sitio CLC, podrían favorecer las salidas de N por desnitrificación, disminuyendo aún más las pérdidas de N hacia el canal de desagüe.

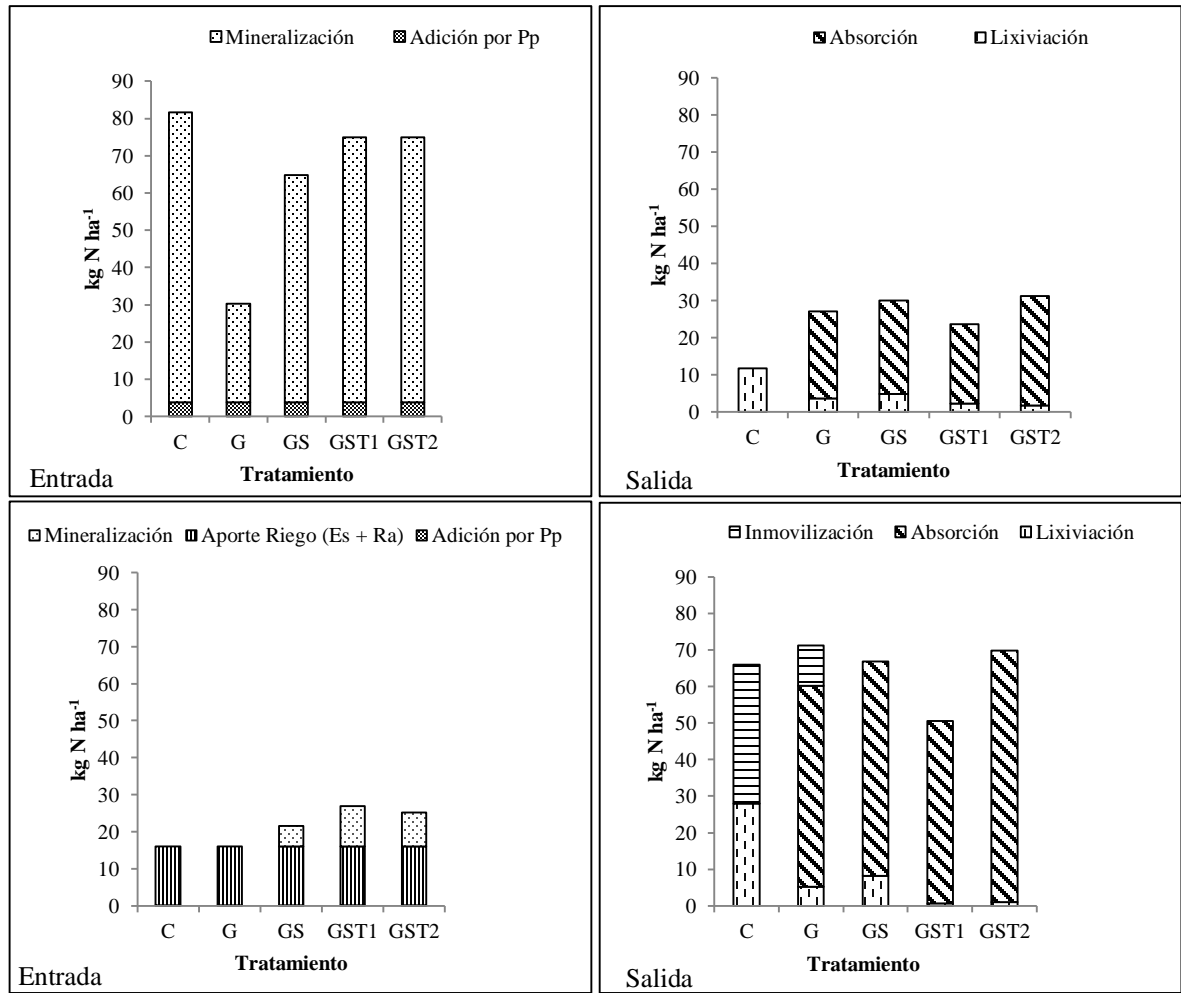


Figura 9. Entradas y salidas de nitrógeno disponible ($\text{N-NO}_3 + \text{N-NH}_4$) en el sistema de biofiltros del sitio SL durante la temporada otoño-invierno (arriba) y primavera-verano (abajo), en cada tratamiento.

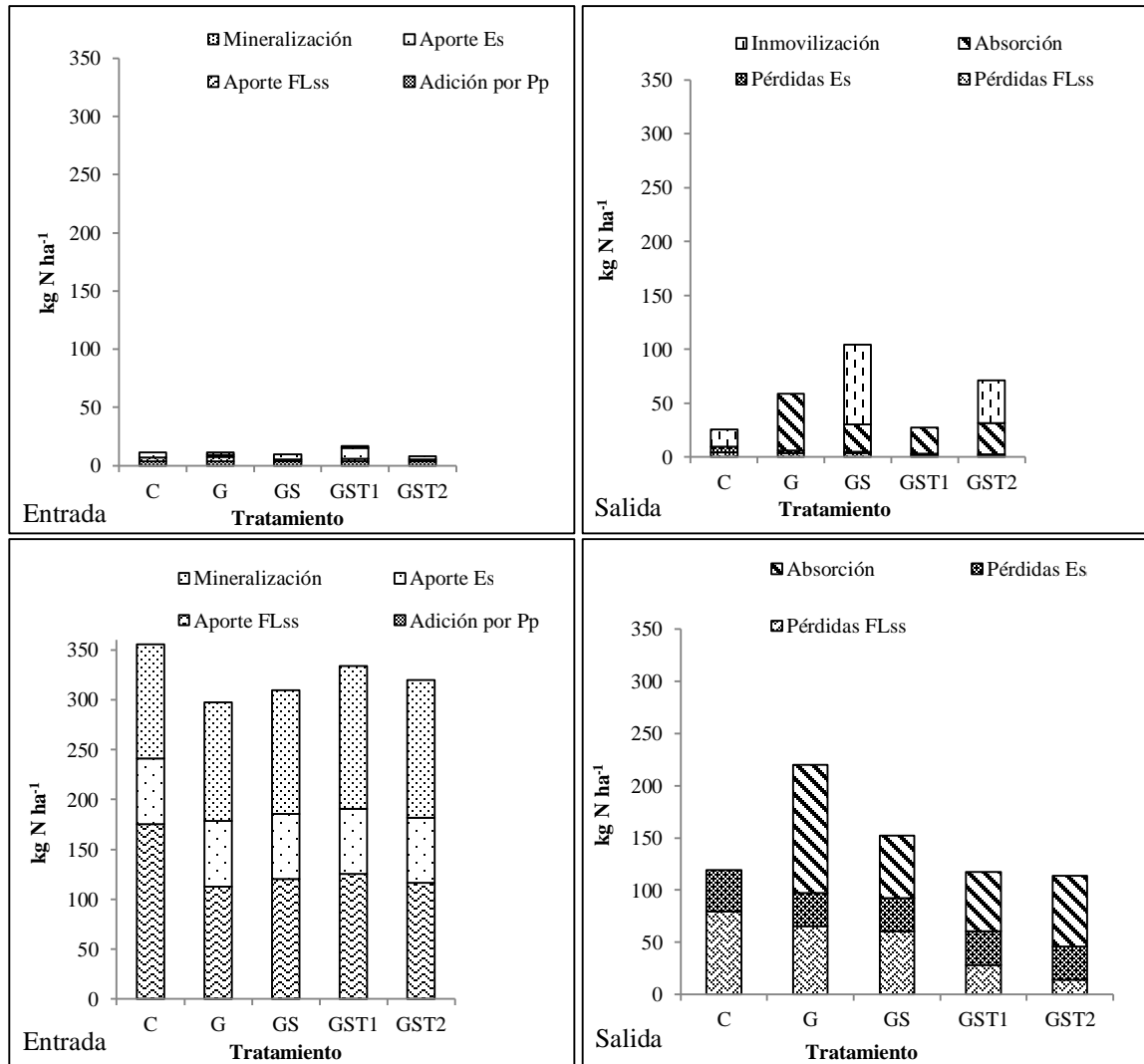


Figura 10. Entradas y salidas de nitrógeno disponible ($N\text{-NO}_3+N\text{-NH}_4$) en el sistema de biofiltros del sitio CLC durante la temporada otoño-invierno (arriba) y primavera-verano (abajo) en cada tratamiento.

La heterogeneidad de los datos obtenidos en cuanto a los efectos del ancho del biofiltro o de la vegetación presente en éstos respecto a la remoción de N, sugiere que el tipo de suelo, la hidrología subsuperficial (saturación de suelo, patrones del flujo subsuperficial) y la biogeoquímica subsuperficial (suplemento de carbono y entradas de N) son factores importantes que condicionan la remoción de N en los biofiltros (Verchot *et al.*, 1997; Mayer *et al.*, 2006; Tapia y Villavicencio, 2007).

Adicionalmente, se ha observado que reducciones significativas de concentraciones de formas N, se asocian preferentemente a etapas tempranas de desarrollo de las especies en los filtros vegetales, sin embargo, los cambios se reportaron a los tres años de establecimiento (Yamada *et al.*, 2007).

Por otra parte, la determinación de las pérdidas por desnitrificación en los años posteriores a este primer período de estudio, resulta fundamental para realizar un análisis que contenga efectivamente todas las salidas de N de los sistemas de biofiltros, para así evaluar qué condiciones y procesos son los más determinantes en el establecimiento de esta medida de mitigación a la contaminación difusa, factores que permitirán tomar las mejores decisiones en cuanto al sitio en que se decidirá instalar biofiltros en un campo de maíz en la Zona Central de Chile.

En base a lo descrito, se puede determinar que durante el primer año de establecimiento de los biofiltros no se observó un efecto claro de éstos en la remoción de N. Por otro lado, al no existir el tiempo suficiente para que las especies logren adaptarse adecuadamente al ecosistema del sector, no fue posible evaluar la efectividad de diferentes composiciones vegetales en la superficie de los biofiltros. En otro ensayo, Borin *et al.* (2005) observó un comportamiento muy variable de los biofiltros durante 4 años, esto sugiere que es necesario realizar un monitoreo de mediano plazo (> 5 años) para comprender a cabalidad la sustentabilidad ambiental de esta medida de mitigación a la contaminación difusa de cuerpos de agua superficiales. En este estudio, la evaluación de la efectividad de diferentes combinaciones de especies vegetales en los biofiltros durante el primer año de establecimiento no fue posible, ya que es necesario que exista el tiempo necesario para que puedan adecuarse a las condiciones del sitio en que se establecen.

CONCLUSIONES

Sistemas de biofiltros angostos de 5 m de ancho no fueron efectivos en la remoción de formas nitrogenadas que se movilizaron desde suelos cultivados con maíz grano hacia cuerpos de agua superficiales durante el primer año de instalación. Lo anterior es atribuible al tiempo de adaptación del que dispusieron las especies instaladas en las parcelas experimentales, el cual no fue suficiente para que existiera un adecuado desarrollo radical, impidiendo una total exploración de éstas en el perfil con el fin de retener las formas nitrogenadas presentes. De esta forma, la evaluación de la efectividad de diferentes especies vegetales y la combinación de éstas (pradera, arbustos y árboles) para retener N en los biofiltros establecidos, no mostró diferencias significativas entre tratamientos.

La amplia variabilidad en cuanto a la distribución de los contenidos de N en el suelo de las parcelas experimentales instaladas al inicio del estudio no permitió establecer un balance de N en ambos sistemas de biofiltros que considerara entradas y salidas de N.

Aunque el uso de biofiltros angostos podría reducir las pérdidas de N desde campos de maíz hacia cuerpos de agua superficiales en la zona Central de Chile, se requiere de un período de tiempo superior a un año para evaluar su efecto en la reducción de las descargas de formas N hacia cuerpos de agua superficiales.

LITERATURA CITADA

Addiscott, T.M. 1996. Fertilizers and nitrate leaching: Agricultural chemicals and the environment (cap. 1, pp: 1-26). *In: Issues in Environmental Science and Technology*. Hester, R.E., Harrison, R.M. (Eds.). The Royal Society of Chemistry, Cambridge. 126 p.

Allen, R.G; L.S. Pereira; D. Raes and M. Smith. 2006. Evapotranspiración del Cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Estudio FAO 56 de Riego y Drenaje, FAO—Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, Italia. 298 p.

Antúnez, A. 2013, marzo. Mejoramiento de riego por surcos en maíz mediante pulsos (surge irrigation) en la Región de O'Higgins. [Presentación en Seminario de Contaminación Difusa]. Aula Magna, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile.

Apablaza, N. 2014. Impacto de la aplicación de fertilizantes nitrogenados en la lixiviación y absorción de nitrógeno en un suelo de textura gruesa cultivado con maíz grano en la Región De O'Higgins. Memoria para obtener el Título Profesional de Ingeniera Agrónoma (en desarrollo)

Avendaño, F. 2014. Uso de biofiltros angostos como medida de mitigación de las pérdidas de nitrógeno en dos suelos de Chile central, cultivados con maíz. Segundo año de evaluación. Tesis de Magíster en Manejo de Suelos y Aguas, Universidad de Chile. (en desarrollo).

Barton, L.; C.D.A. McLay; L.A. Schipper and C.T. Smith. 1999. Annual denitrification rates in agricultural and forest soils: a review. *Australian Journal of Soil Research*, 37:1073-1093.

Balestrini, R.; C. Arese; C.A. Delconte; A. Lotti and F. Salerno. 2011. Nitrogen removal in subsurface water by narrow buffer strips in the intensive farming landscape of the Po River watershed, Italy. *Ecological Engineering*, 37: 148-157.

Bergström, L. And R. Johansson. 1991. Leaching of nitrate from monolith lysimeters of different types of agricultural soils. *Journal of Environmental Quality*, 20: 801-807.

Borin, M. and E. Bigon. 2002. Abatement of NO₃-N concentration in agricultural waters by narrow buffer strips. *Environmental Pollution*, 117: 165-168.

Borin, M.; M. Vianello; F. Morari and G. Zanin. 2005. Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North-East Italy. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 105:101-114.

Bouwer H. 1986. Intake rate: Cylinder infiltrometer. Pp: 825-844. *In: Methods of soil analysis*. 2^a ed. Klute A. (Ed.) ASA and SSSA, Madison, WI. V1. 1188 p.

Bradley, R.; J. Whalen; P. Chagnon; M. Lanoix and M. Alves. 2011. Nitrous oxide production and potential denitrification in soils from riparian buffer strips: Influence of earthworms and plant litter. *Applied Soil Ecology*, 47: 6–13.

Burt, T.P. and N.E. Haycock. 1993. Controlling losses of nitrate by changing land use (cap. 11, pp. 341-368). In: Burt, T.P.; A.L. Heathwaite and S.T. Trudgill (Eds.). Nitrate-Processes, patterns and management. Chichester, UK: John Wiley & Sons. 444 p.

Carling, P.A.; B.J. Irvine; A. Hill and M. Wood. 2001. Reducing sediment into Scottish streams: A review of the efficacy of soil conservation practices in upland forestry. *The Science of the Total Environment*, 265: 209-227.

Carpenter, S.R.; N.F. Caraco; D.L. Correll; R.W. Howarth; A.N. Sharpley and V.H. Smith. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3): 559-568.

Casanova, M.; O. Salazar; O. Seguel and W. Luzio. 2013. Management of Soil Properties in Chile: Chemical Properties (3.1.3., 102-104 pp). In: Hartemink A. (Ed.) The Soils of Chile. Springer, 184 p.

Chaubey, I.; D.R. Edwards; T.C. Daniel; P.A. Moore and D. J. Nichols. 1994. Effectiveness of vegetative filter strips in retaining surface-applied swine manure constituents. *Transactions of American Society of Agricultural Engineers*, 37(3): 845-850.

Chen, X., 2007. Hydrologic connections of a stream-aquifer-vegetation zone in south-central Platte River valley, Nebraska. *Journal of Hydrology*, 333: 554–568.

CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales). 1996. Estudio Agrológico. Descripción de suelos. Materiales y símbolos: VI Región. Centro de Información de Recursos Naturales. Publicación N° 114, 483 p.

Cisternas R.E. and L.R. Yates. 1982. Nitrogen litterfall and precipitation and its release during litter decomposition in the Chilean piedmont matorral. *Plant and Soil*, 67:359–365.

Cors, M. and B. Tychon. 2007. Grassed buffer strips as nitrate diffuse pollution remediation tools: management impact on the denitrification enzyme activity. *Water Science and Technology*, 55: 25-30.

Dewis, J y F, Freitas. 1970. Métodos físicos y químicos de análisis de suelos y aguas. FAO, Roma, Italia. Boletín de Suelos 10. 252 p.

Dowd, M.B.; D. Press and M. Los Huertos. 2008. Agricultural nonpoint source water pollution policy: The case of California's Central Coast. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 128: 151-161.

Duchemin, M. and R. Hoguen. 2009. Reduction in agricultural non-point source pollution in the first year following establishment of an integrated grass/tree filter strip system in southern Quebec (Canada). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 131: 85–97.

Ducnuigeen, J.; K. Williard and R. Steiner. 1997. Relative Nutrient Requirements of Plants Suitable for Riparian Vegetated Buffer Strips. Virginia Department of Environmental Quality. ICPBR Report Number 97-4. 16 p.

Dunn, A.M.; G. Julien; W.R. Ernst; A. Cook; K.G. Doe y P.M Jackman. 2011. Evaluation of buffer zone effectiveness in mitigating the risks associated with agricultural runoff in Prince Edward Island. *Science of the Total Environment*, 409: 868-882.

Fortier, J.; D. Gagnon; B. Truax and F. Lambert. 2010. Nutrient accumulation and carbon sequestration in 6-year-old hybrid poplars in multiclonal agricultural riparian buffer strips. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 137: 276-287.

Godoy, R.; C. Oyarzún y J. Bahamondes. 1999. Flujos hidroquímicos en un bosque de *Nothofagus pumilio* en el Parque Nacional Puyehue, sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 72:579-594.

Grismer, M.E.; A. T. O'Geen and D. Lewis. Vegetative Filter Strips for Nonpoint Source Pollution Control in Agriculture. (Doc. Tec. N° 8195), Division of Agriculture and Natural Resources, University of California. Oakland, California: ANR. 7p.

Groffman, P. M. and J.M. Tiedje. 1991. Relationships between denitrification, CO₂ production and air-filled porosity in soil of different texture and drainage. *Soil Biology and Biochemistry*, 23: 299-302.

Gutiñas, M.; M. Leirós; C. Trasar-Cepeda and Gil-Sotres, F. 2012. Effects of moisture and temperature on net soil nitrogen mineralization: A laboratory study. *European Journal of Soil Biology*, 48: 73-80.

Hefting, M and J.M. de Klein. 1998. Nitrogen removal in buffer strips along a lowland stream in the Netherlands: a pilot study. *Environmental Pollution*, 102: 521-526.

Hefting, M.; J. Clement. P. Bienkowski and D. Dowrick. 2005. The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe. *Ecological Engineering*, 24: 465–482.

Hickey, M.B. and B.Doran. 2004. A review of the efficiency of buffer strips for the maintenance and enhancement of riparian ecosystem. *Water Quality Research Journal of Canada*, 39: 311–317.

Hurtado, V. 2014. Relación entre la aplicación de nitrógeno y fósforo en el cultivo de maíz y la calidad de agua en una microcuenca de Chile central. Memoria de Título de Ingeniero Agrónomo. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. (*en desarrollo*).

INIA (Instituto de Investigaciones Agropecuarias), 1989. Mapa agroclimático de Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). Santiago. Chile.

Leeds-Harrison, P.B.; J.N. Quinton; M.J. Walker and T. Sanders. 1999. Grassed buffer strips for the control of nitrate leaching to surface waters in headwater catchments. *Ecological Engineering*, 12: 299-313.

Lemus, M y G. Navarro. 2003, mar. Manual para el desarrollo de Obras de conservación de Suelo (Doc. Tec. N°1). Corporación Nacional Forestal (CONAF). San Fernando, Chile: CONAF. 16 p.

Lin, H. S., Kogelmann, W., Walker, C., and Bruns, M. A. 2002. Soil moisture patterns in a forested catchment: A hydrogeological perspective. *Geoderma*, 13: 345–368.

Lowrance, R.; G. Vellidis and R.K. Hubbard. 1995. Denitrification in a restored riparian forest wetland. *Journal of Environmental Quality*, 24: 808–815.

Matus, F.J. and J. Rodríguez. 1994. A simple model for estimating the contribution of nitrogen mineralisation to the nitrogen supply of crops from a stabilized pool of soil organic matter and recent organic input. *Plant and Soil*, 162: 259-271.

Mayer, P.M.; S.K. Reynolds; M.D. McCutchen and T.J. Canfield. 2006. Riparian buffer width, vegetative cover, and nitrogen removal effectiveness: A review of current science and regulations. (Doc. Tec.). Cincinnati, OH, U.S.A: EPA. 27 p.

Mihara, M. 2005. The effect of natural weed buffers on soil and nitrogen losses in Japan. *Catena*, 65:265 – 271.

Myrold, D. D. and J.M. Tiedje. 1985. Establishment of denitrification capacity in soils: effects of carbon, nitrate, and moisture. *Soil Biology and Biochemistry*, 17: 19-22.

Nájera, F. 2013. Determinación *in situ* de la mineralización de nitrógeno en suelos con aplicaciones de purinas de cerdos en la zona mediterránea central de Chile. Tesis Magíster en Suelos y Aguas. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 23 h.

Noij, I.G.A.M.; M. Heinen; H.I.M, Heesmans; J.Y.N.M, Thissen and P. Groenendijk. 2012. Effectiveness of unfertilized buffer strips for reducing nitrogen loads from agricultural lowland to surface waters. *Journal of Environmental Quality*, 41: 322-333.

Nuñez, R.P.; R. Demanet; M. Alfaro and M.L. Mora. 2010. Nitrogen soil budgets in contrasting dairy grazing systems of southern Chile, a short term study. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, 10: 170-183.

ODEPA (Oficina de Estudios y Políticas Agrarias), Chile. 2010. Estudio de diagnóstico de mercado y estudio de la cadena de comercialización de fertilizantes en Chile. Gobierno de Chile, Santiago: ODEPA. 240 p.

Ortega, R. y R. Mardonez. 2005. Variabilidad espacial de la mineralización de Nitrógeno en un suelo volcánico de la Provincia de Ñuble, VIII Región, Chile. *Agricultura Técnica*, 65:221-231.

Pérez, C.A.; M.R. Carmona and J.J. Armesto. 2009. Non-symbiotic Nitrogen fixation, net Nitrogen mineralization and denitrification in evergreen forests of Chiloé Island, Chile: A comparison with other Temperate Forests. *Gayana Botánica*, 60:25-33.

Raison, R.; M. Connel and P. Khanna. 1987. Methodology for studying fluxes of soil mineral N *in situ*. *Soil Biology & Biochemistry*, 19(1): 521-530.

Rassam, D.; C. Fellows; R. De Hayr; H. Hunter and P. Bloesch. 2006. The hydrology of riparian buffer zones; two case studies in an ephemeral and a perennial stream. *Journal of Hydrology*, 325: 308–324.

Realini, P. 2014. Validation of non-destructive techniques to estimate the nitrogen retention in the vegetation components of buffer strips. Tesis para optar al grado de Magíster en Manejo de Suelos y Aguas (en desarrollo).

Robertson, P.; M. A. Hutson; F.C. Evans and J.M. Tiedje. 1988. Spatial variability in a sucesional plant community: patterns of nitrogen availability. *Ecology*, 69: 1517-1524.

Rodríguez, J. 1993. La fertilización de los cultivos un método racional. Santiago, Chile: Facultad de Agronomía Pontificia Universidad Católica de Chile. 291 p.

Rosenblatt, A.E.; A.J. Gold; M.H. Stolt; P.M. Groffman and D.Q. Kellogg. 2001. Identifying riparian sinks for watershed nitrate using soil surveys. *Journal of Environmental Quality*, 30: 1596-1604.

Sadzawka, A.; M. Carrasco; R. Grez; M. Mora; H. Flores y A. Neaman. 2006. Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, CRI La Platina, Santiago, Chile. 164 p.

Salazar, O; S. Hansen; P. Abrahamsen; K. Hansen and P. Gundersen. 2013. Changes in soil water balance following afforestation of former arable soils in Denmark as evaluated using the DAISY model. *Journal of Hydrology*. 484:128-139.

- Salazar, O; J. Vargas; F. Nájera; O. Seguel and M. Casanova. 2014. Monitoring of nitrate leaching during flush flooding events in a coarse-textured floodplain soil. *Agricultural Water Management*, 146: 218–227.
- Sandoval, M; J. Dörner; O. Seguel; J. Cuevas y D. Rivera. 2012. Métodos de análisis físicos de suelos. Universidad de Concepción. Publicaciones Departamento de Suelos y Recursos Naturales. Chillán. Chile. Número 5, 80 p.
- Santibañez, F. y J.M. Uribe. 1993. Atlas Agroclimático de Chile: regiones sexta, séptima, octava y novena. Ministerio de Agricultura. Fondo de Investigación Agropecuaria. Corporación de Fomento de la Producción. Santiago, 99 p.
- Schmitt, T.J.; M.G. Dosskey and K.D. Hoagland. 1999. Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants. *Journal of Environmental Quality*, 28: 1479-1489.
- Shirley, S.M. and J.N.M. Smith. 2005. Bird community structure across riparian buffer strips of varying width in a coastal temperate forest. *Biological Conservation*, 125: 475-489.
- Sierra, C. y J. Rodríguez. 1986. Efecto del manejo del suelo en el suministro de Nitrógeno. *Ciencia e Investigación Agraria*, 13(3):229-238.
- Simmons, R.C.; A.J. Gold and P.M. Groffman. 1992. Nitrate dynamics in riparian forest: groundwater studies. *Journal of Environmental Quality*, 21: 659–665.
- Smiley, P.; K. King and N. Fausey. 2011. Influence of herbaceous riparian buffers on physical habitat, water chemistry, and stream communities within channelized agricultural headwater streams. *Ecological Engineering*, 37: 1314–1323.
- Soil Survey Staff. 2010. Keys to Soil Taxonomy, Eleventh Edition. (Tech. Doc). United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. [En línea]. Washington DC, USA: USDA. 345 p. Recuperado en: <http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_050915.pdf> Consultado el 18 de junio de 2013.
- Stålnacke, P.; A. Grimvall; K. Sundblad and A. Tonderski. 1999. Estimation of riverine loads of nitrogen and phosphorus to the Baltic Sea, 1970-1993. *Environmental Monitoring and Assessment*, 58: 173-200.
- Strong, D.T. and I.R.P. Fillery. 2002. Denitrification response to nitrate concentration in sandy soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 34: 945-954.
- Sullivan, D. M; J. M. Hart and N.W. Christensen. 1999. Nitrogen Uptake and Utilization by Pacific Northwest Crops. Extension Publication N° 513, Oregon State University. 18 p.

Syversen, N. 2005. Effect and design of buffer zones in the Nordic climate: The influence of width, amount of surface runoff, seasonal variation and vegetation type on retention efficiency for nutrient and particle runoff. *Ecological Engineering*, 24: 483–490.

Tapia, F. y A. Villavicencio. 2007. Uso de biofiltros para mejorar la calidad de agua de riego. Proyecto FONSAAG: Evaluación de biofiltros para reducir la contaminación difusa en aguas de riego de las regiones VI y VII. (Bol. Téc. N° 170), Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA) Santiago, Chile. 128 p.

United State Department of Agriculture (USDA). 2011. Fertilizer price and use. (Tech. Doc.), Economic Research Service [En Línea]. EE.UU: USDA. Recuperado en: <<http://www.ers.usda.gov/data/fertilizeruse>> Consultado el: 11 de abril de 2013.

Van Beek, C.L.; M. Heinen and O.A. Clevering. 2007. Reduced nitrate concentrations in shallow groundwater under a non-fertilised grass buffer strip. *Nutrient Cycling Agroecosystems*, 79: 81–91.

Verchot, L.V; E.C. Franklin and J.W. Gilliam. 1997. Nitrogen cycling in piedmont vegetated filter zones. Part 1. Surface soil processes. *Journal of Environmental Quality*, 26: 327–336.

Vinten A.J.A. and K. A. Smith. 1993. Nitrogen Cycling in Agricultural Soils. Pp: 39 – 75. In: T. P. Burt, A. L. Heathwaite and S.T. Trudgill (eds.) Nitrate, Processes, Patterns and Managements. John Wiley and Sons, West Sussex. UK. 444 p.

Vitousek, P.M.; J. Aber; R.W. Howarth; G.E. Likens; P.A. Matson; D.W. Schindler. Et al.. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: Causes and consequences. *Issues in Ecology*, 1: 1-15.

Wang L.; J.A. Duggin and D. Nie. 2012. Nitrate-nitrogen reduction by established tree and pasture buffer strips associated with a cattle feedlot effluent disposal are near Armidale, NSW Australia. *Journal of Environmental Management*, 99: 1-9.

Ward, M. H.; T.M. Dekok; P. Levallois; J. Brender; G. Gulis; B. T. Nolan and J. Vanderslice. 2005. Workgroup report: Drinking-Water Nitrate and health recent findings and research needs. *Environmental Health Perspectives*, 113(11): 1607-1614.

Webber, D.F.; S.K. Mickelson; L.W. Wulf; T.L. Richard and H.K. Ahn. 2010. Hydrologic modeling of runoff from a livestock manure windrow composting site with a fly ash pad surface and vegetative filter strip buffers. *Agricultural and Biosystems Engineering*, 65: 252-260.

Yamada, T.; S.D. Logsdon; M.D. Tomer; and M. R. Burkart. 2007. Groundwater nitrate following installation of a vegetated riparian buffer. *Science of the Total Environment*, 385: 297–309.

Young, E and R. Briggs. 2005. Shallow ground water nitrate-N and ammonium-N in cropland and riparian buffers. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 109: 297–309.

Zhu, Q and H. S. Lin. 2009. Simulation and validation of concentrated subsurface lateral flow paths in an agricultural landscape. *Hydrology and Earth System Sciences*, 13:1503-1518.

ANEXO I

Escorrentía superficial del riego por surcos en suelos (Antúnez, 2013)

Evento	<i>Es suelo</i>	<i>Es suelo</i>
	franco arenoso	franco arcilloso
	%	
1	37	54
2	37	61
3	44	9
4	45	6
5	38	12
6	41	26
7	38	-
8	26	-
9	38	-
10	44	-
Promedio	39	28

ANEXO II
Coefficiente del cultivo (kc)

1. Utilizado para las especies establecidas en los biofiltros.

Especie	kc	Referencia
Suelo Desnudo	0,2	Allen <i>et al.</i> , 2006.
Festuca	0,5	Allen <i>et al.</i> , 2006.
Fuchsia	0,6	Salazar <i>et al.</i> , 2013
Arrayán	0,9	Salazar <i>et al.</i> , 2013
Canelo	0,8	Salazar <i>et al.</i> , 2013

2. Utilizado para el maíz de acuerdo a su estado fenológico.

¹ Mes	kc utilizado
Octubre	0,3
10 de Noviembre	0,6
11 de Noviembre	0,8
Diciembre	1,0
Enero	1,1
Febrero	0,8
Marzo	0,2
Abril	0,2

¹Los valores fueron obtenidos a partir de información rescatada por Allen *et al.*, (2006)

APÉNDICE I

Descripción morfológica de los suelos

Sitio San Luis (SL): Comuna de Pichidegua, Región de O'Higgins (34°22' S, 71°25' O, altitud 124 m). Cartográficamente pertenece a un misceláneo de terrazas aluviales no diferenciadas (CIREN, 1996). Clasificación taxonómica (Soil Taxonomy, 2010): ~Inceptisol

Prof. (cm)	Descripción
0-15 A_p	Pardo muy oscuro (7.5 YR 2.5/2); arena francosa; ligeramente plástico; ligeramente adhesivo; bloques subangulares medios débiles; friable; poros tubulares finos; raíces finas abundantes, medianas escasas; bioporos finos abundantes; límite lineal difuso.
15-39 A₂	Pardo oscuro (7.5 YR 3/2); arena francosa; plástico; ligeramente adhesivo; bloques subangulares medios débiles; friable, poros gruesos comunes; raíces finas abundantes; bioporos finos abundantes; límite lineal difuso.
39-73 B_{w1}	Pardo grisáceo muy oscuro (10 YR 3/2); arenosa; no plástico; no adhesivo; bloques subangulares medios débiles; friable; poros gruesos abundantes; raíces finas escasas; límite lineal claro.
73-103 B_{w2}	Pardo oscuro (7.5 YR 3/2); franco arcillo arenosa; muy plástico; adhesivo; bloques subangulares medios débiles; friable, raíces finas comunes, bioporos gruesos comunes y finos muy abundantes; límite lineal difuso.
103-132 C	Pardo grisáceo muy oscuro (10 YR 3/2); arenosa; no plástico, ligeramente adhesivo; bloques subangulares débiles; friable; poros gruesos abundantes; raíces finas y gruesas escasas, límite lineal difuso.
132-155+ C_g	Pardo oscuro (10 YR 3/3); arenosa; plástico; ligeramente adhesivo; bloques subangulares medios débiles, friable, raíces finas escasas; poros gruesos abundantes; presencia de rasgos redoximórficos.

Sitio El Caleuche (CLC): Comuna de Pichidegua, Región de O'Higgins (34°25' S, 71°21' O, altitud 136 msnm). Serie de suelos El Caleuche (CIREN, 1996). Typic Duraqualf (Alfisol)

Prof. (cm)	Descripción
0-9 A_p	Pardo amarillento oscuro (10YR 3/4); franco arcillosa; plástico y adhesivo; bloques subangulares medios moderados; friable; reacción moderada al HCl; poros tubulares medios abundantes; raíces medias abundantes, escasas finas; límite lineal claro. Observaciones: superficie alterada por limpieza de terreno.
9-22 A₂	Pardo (10YR 5/3); arcillosa; muy plástico, ligeramente adhesivo; bloques subangulares medios fuertes; friable; poros gruesos y medios escasos y finos y muy finos abundantes; bioporos finos comunes y muy finos abundantes; raíces finas escasas, muy finas comunes, medias escasas; límite lineal difuso.
22-35 AB	Pardo oscuro (10 YR 3/3); arcillosa; muy plástico, muy adhesivo; bloques subangulares finos fuertes; friable; poros finos abundantes; raíces muy finas comunes; límite lineal difuso.
35-51 B_{t1}	Pardo grisáceo muy oscuro (10 YR 3/2); franco arcillo limosa; plástico, adhesivo; bloques subangulares finos fuertes; friable; poros finos abundantes, muy finos comunes; raíces finas comunes; rasgos redoximórficos escasos (5 YR 4/6); lentes de arena comunes, límite lineal claro.
51-75 B_{t2}	Pardo grisáceo muy oscuro (10 YR 3/2); arcillo limosa; ligeramente adhesivo plástico; bloques subangulares medios moderados; friable; poros finos y muy finos escasos; rasgos redox abundantes (5 YR 4/6); límite lineal claro.
75-96 C	Pardo muy pálido (10 YR 8/2); arcillo limosa; muy adhesivo, muy plástico; estructura masiva; friable; poros finos comunes; raíces muy finas abundantes, finas escasas; límite lineal abrupto. Observaciones: alto contenido de agua.
96-115 C_{qm}	Gris muy oscuro (2,5 Y 3/1); arenosa; estructura grano simple; poros finos abundantes; raíces finas abundantes. Observaciones: agua libre. Duripan.

APÉNDICE II

Balance hídrico del suelo en los biofiltros

Balance hídrico en los biofiltros de San Luis (SL).

Temporada/ tratamiento	Balance hídrico ¹					
	<i>Pp</i>	<i>Ra</i>	<i>Es</i> _(campo maíz)	<i>ETc</i>	<i>P</i> ²	$\Delta \theta$
	-----mm-----					
<i>Otoño-invierno</i>						
C	295	0	0	89	167	40
G	295	0	0	132	123	40
GS	295	0	0	153	103	40
GST1	295	0	0	173	83	40
GST2	295	0	0	168	88	40
<i>Primavera- Verano</i>						
C	12	280	225	173	405	-63
G	12	280	225	433	145	-63
GS	12	280	225	450	128	-63
GST1	12	280	225	519	59	-63
GST2	12	280	225	502	76	-63

¹*Pp*: precipitaciones, *Es* (campo maíz): escurrimiento superficial desde el campo de maíz; *ETc*: evapotranspiración de cultivo; *P*: percolación profunda; $\Delta \theta$: variación en el contenido de agua entre el inicio y el final del estudio; *Ra*: Riego aplicado exclusivamente al sector de los biofiltros..

²Destacado en negrita la variable incógnita determinada en el estudio.

Balance hídrico en los biofiltros de El Caleuche (CLC)

Temporada/ tratamiento	Balance hídrico ¹						
	<i>Pp</i>	<i>Es</i> _(campo maíz)	<i>FLss</i> _(campo maíz)	<i>ETc</i>	<i>Es</i>	<i>FLss</i> ²	$\Delta \theta$
	-----mm-----						
<i>Otoño-invierno</i>							
C	295	62	53	93	77	154	86
G	295	62	53	170	21	133	86
GS	295	62	53	175	24	125	86
GST1	295	62	53	196	24	105	86
GST2	295	62	53	191	24	110	86
<i>Primavera- verano</i>							
C	12	629	416	129	383	607	-64
G	12	629	416	321	309	488	-64
GS	12	629	416	334	309	476	-64
GST1	12	629	416	386	309	424	-64
GST2	12	629	416	373	309	437	-64

¹*Pp*: precipitaciones, *Es* (campo maíz): escurrimiento superficial desde el campo de maíz; *FLss* (campo maíz): flujo lateral subsuperficial desde el campo de maíz; *ETc*: evapotranspiración de cultivo; *Es*: escurrimiento superficial a la salida del biofiltro; *FLss*: flujo lateral subsuperficial; $\Delta \theta$: variación en el contenido de agua entre el inicio y el final del estudio.

²Destacado en negrita la variable incógnita determinada en el estudio.

APÉNDICE III

Contenido promedio de N disponible ($N_{NO_3 + NH_4}$) a la entrada y salida de los biofiltros en SL para cada una de las fechas.

Tratamiento	N disponible ¹	
	Entrada	Salida
	-----kg N ha ⁻¹ -----	
<i>Fecha 1 (04-09-2012)</i>		
C	862±414 a	672±469 a
G	904±206 a	595±172 a
GS	553±341 a	1319±332 a
GST1	882±258 a	592±321 a
GST2	812±762 a	651±421 a
<i>Fecha 2 (02-10-2012)</i>		
C	720±208 a	602±81 ab
G	607±148 a	823±138 a
GS	752±445 a	603±255 ab
GST1	685±391 a	427±164 b
GST2	690±185 a	689±118 ab
<i>Fecha 3 (14-03-2013)</i>		
C	1085±420 a	739±164 bc
G	813±151 a	603±282 c
GS	709±336 a	1032±341 ab
GST1	979±550 a	1130±275 a
GST2	720±331 a	664±337 c

¹Letras distintas en una columna indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$). Media ± desviación estándar (n=3).