

## 7. BIOFILTROS Y SU EFICIENCIA EN LA REMOCIÓN DE NITRATOS

José María Peralta Alba

El agua dulce constituye un recurso natural renovable, único y escaso, sometido constantemente a un conflicto de intereses por su uso. En Chile, en términos globales, el riego de cultivos utiliza cerca del 63% de la disponibilidad de este recurso. La actividad silvoagropecuaria produce un impacto en los recursos naturales, en especial en los hídricos, fundamentalmente por la aplicación de plaguicidas y nutrientes, y por el arrastre de sedimentos debido a la utilización de técnicas de riego poco apropiadas. Entre los nutrientes, el de mayor riesgo para el ambiente resulta ser el nitrógeno, dadas sus características y propiedades. Contribuye a la contaminación difusa, la cual, como se vio en el capítulo 2, consiste en la alteración de la calidad en cuerpos de agua superficiales o subterráneos, expresada principalmente a través del incremento de sólidos en suspensión, de nutrientes, sales, compuestos orgánicos y presencia de compuestos biotóxicos, como residuos de plaguicidas.

Este aspecto negativo de la actividad agrícola afecta de modo particular a la agricultura de Chile, país que procura convertirse en potencia mundial en agroalimentación. En la actualidad exporta al mundo frutas, hortalizas y otros productos silvoagropecuarios, los que deben cumplir con las más exigentes normas de calidad, seguridad e inocuidad, respeto por el medio ambiente y leyes laborales.

### 7.1. EFECTO DE LOS NITRATOS SOBRE EL AMBIENTE

Con una visión únicamente agronómica, y en consecuencia parcial, se podría indicar que el fenómeno de la contaminación por nitratos se produce por acumulación –primero en el suelo y luego, tras su lavado, en las aguas– de excedentes de nitrógeno (en forma de nitratos) que se han aportado a través de fertilizantes (minerales u orgánicos) aplicados al suelo.

Para una visión más amplia del problema, se puede señalar el informe “Global environment outlook 2000”, del Programa Medioambiental de Naciones Unidas de 1999. En él se indica: “hay una evidencia creciente sobre el hecho de que las enormes cantidades de nitrógeno utilizadas están exacerbando la acidificación, produciendo cambios de composición de especies en los ecosistemas, incrementando los niveles de nitrato en el agua de abastecimiento, por encima de los niveles aceptables para el consumo humano, y eutrofización en muchos hábitat de agua dulce”. Además, las aguas residuales y fertilizantes ricos en nitrógeno vertidos en los ríos, tienden a estimular la explosión de las algas en las aguas costeras, que a su vez conducen a la privación de oxígeno y subsiguiente muerte de los peces, reduciendo la biodiversidad marina a través de la competencia. Por otra parte, las emisiones de nitrógeno a la atmósfera contribuyen al calentamiento global.

En la actualidad existe consenso entre los investigadores en el sentido de que la alteración del ciclo del nitrógeno puede tener implicaciones globales comparables a las causadas por la ruptura del ciclo del carbono (Programa Ambiental de Naciones Unidas, 1999; citado por Orús, Quílez y Beltrán, 2000).

### **Los orígenes agrícolas de la contaminación por nitratos**

Si bien el nitrógeno abunda en la atmósfera (un 78% en volumen), es, por el contrario, escaso en el suelo y tiene que ser fijado por microorganismos y raíces de determinadas plantas, para poder estar disponible como nutriente de los cultivos (Orús, Quílez y Beltrán, 2000).

Desde el momento en que el hombre descubrió la agricultura y hasta épocas muy recientes, el cultivo de las especies vegetales que buscaba para su sustento y el de los animales domésticos, se realizó en una situación de equilibrio para los nutrientes principales (nitrógeno, fósforo y potasio). Éstos son extraídos desde el suelo por los cultivos, y luego restituidos progresivamente a través de las deyecciones animales, basuras orgánicas y aporte de las especies leguminosas (que dejan un excedente de nitrógeno para el cultivo siguiente), así como la práctica del barbecho. La climatología de cada lugar, y su acción sobre el suelo, determinan en cada situación una correlación entre el clima y la capacidad productiva de una determinada masa vegetal (Orús, Quílez y Beltrán, 2000).

Sin embargo, la intervención humana, a través de la práctica de una ganadería y agricultura intensiva, está incidiendo en el ciclo del nitrógeno en diferentes aspectos. Puede decirse que la agricultura moderna introduce en el suelo una cantidad de nitrógeno entre tres y diez veces superior que la recibida en condiciones naturales, y en formas mucho más solubles, como amonio y nitrato. Según Vitousek, 1997 (citado por Orús, Quílez y Beltrán, 2000), los fertilizantes minerales proporcionarían un 60% en este aporte creciente de nitrógeno (N), el cultivo de leguminosas supondría un 25%, y la utilización de combustibles fósiles aproximadamente un 12%.

### **Efectos sobre las aguas**

Los efectos de dosis crecientes de fertilizantes nitrogenados aplicados al suelo se pueden observar sobre la producción, contenido de nitrógeno en la planta y residuos de nitrógeno mineral en el suelo.

El N total extraído por la planta se incrementa rápidamente hasta un nivel máximo, coincidente con la máxima producción, y permanece constante aunque crezcan los aportes. La planta no aprovecha más nitrógeno. Esta respuesta es generalizable a todo tipo de cultivos, y queda claro que los aportes de fertilizantes nitrogenados por encima de la dosis que proporciona la máxima producción, quedan en el suelo expuestos a ser arrastrados a las capas inferiores y de allí a la napa freática. Además, si estos aportes no son absorbidos por el cultivo en un plazo relativamente breve tras su aplicación, permanecen en el suelo sin que el ciclo del nitrógeno tenga capacidad para reciclarlos en cantidades tan elevadas, y podrán salir del ciclo mediante el lavado a través del suelo. Por otra parte, si existe un factor limitante adicional, por ejemplo el agua (en el caso de los secanos áridos ó semiáridos), es muy posible que el cultivo no llegue a extraer todo el nitrógeno que tiene disponible, y que los excedentes pasen a capas inferiores del suelo, alcanzando la napa freática, si se produce un fuerte aporte de agua (Orús, Quílez y Beltrán, 2000).

Paralelamente, la ganadería actual ha concentrado la producción de residuos orgánicos en torno a sus predios. Si los distribuye en superficies pequeñas puede producir también excedentes a partir de residuos orgánicos de mineralización más o menos rápida. A menudo el problema se incrementa por no considerar el aporte nitrogenado que procede de la materia orgánica, y no descontarlo de la fertilización química que se practica en esas superficies. También se debe considerar los aportes cada vez más usuales procedentes de fuentes como el agua de riego, que pueden percolar y dar origen a aguas

de drenaje cargadas de nitratos; la lluvia en zonas con atmósfera contaminada; aportes de sustancias residuales de orígenes diversos, etc.

Por su parte, el crecimiento de núcleos de población y sus actividades industriales introduce cantidades importantes de nitrógeno en la atmósfera y el agua. Como consecuencia, las cantidades de nitrógeno mineral disponibles en el suelo son habitualmente mucho más altas que en condiciones naturales y, por consiguiente, las posibilidades de "escape" desde el suelo son mayores, pudiendo originar contaminación (Orús, Quílez y Beltrán, 2000).

Este tipo de contaminación sitúa cantidades anómalas de nitrógeno en aguas freáticas y superficiales. En las aguas freáticas que son utilizadas para consumo humano, los altos contenidos de nitratos significan riesgos para la salud, y en las aguas superficiales su presencia hace proliferar la biomasa de algas y pequeños organismos que consumen todo el oxígeno, originando el fenómeno denominado "eutrofización de las aguas" (CONAMA, 2002).

### **Efectos sobre la salud**

El nitrato de por sí no es tóxico para los humanos. Sin embargo, el nitrato ingerido en alimentos o aguas ricas en estas formas de nitrógeno es reducido a nitrito en el sistema digestivo de algunos animales, especialmente en rumiantes, y de humanos (Perdomo et al., 1999). Los nitratos se transforman en nitritos por la flora bacteriana del estómago, que al combinarse con las proteínas del cuerpo forman la nitrosamina, uno de los mecanismos a los que se les atribuye la generación de cáncer (CONAMA, 2002).

En experiencias de laboratorio se ha comprobado que alrededor del 75% de las nitrosaminas pueden originar cánceres hepáticos y, aunque con menor frecuencia, de pulmón, estómago, riñón, esófago y páncreas. Asimismo se ha podido comprobar una correlación directa entre el consumo de alimentos o aguas con exceso de nitratos y los cánceres gástricos, y entre el trabajo en las fábricas de abonos químicos y dichos cánceres (Centro Rural de Información Técnica, España, 2002). Tchernitchin advirtió que "esto no es un proceso inmediato, consumir una o dos veces nitratos o nitritos no produce ningún efecto, pero al ingerirlos sostenidamente en el tiempo, por supuesto que aumenta el riesgo". Este autor señala que, después de Japón, Chile es el país con más altos índices de cáncer gástrico en el mundo. Por lo tanto, se podría establecer una correlación entre las zonas contaminadas con estos compuestos derivados del nitrógeno y las áreas del país que registran más casos (CONAMA, 2002).

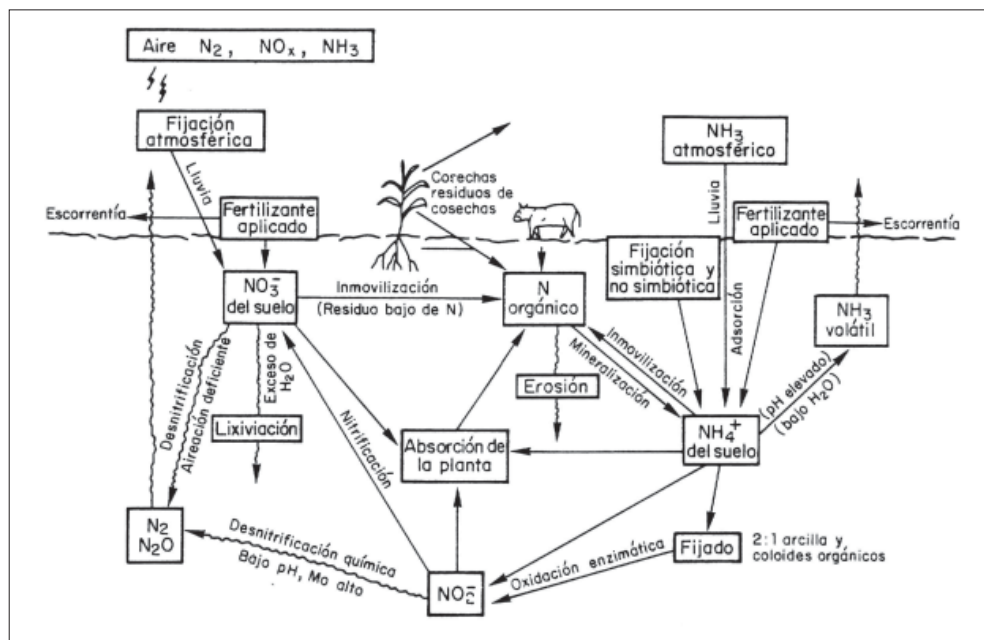
En EE.UU., la mayoría de los casos de toxicidad por nitrato se ha producido por consumo de agua de pozo con contenidos elevados de este elemento. Debido a dicho riesgo, actualmente los organismos de salud pública de EE.UU., la ONU y muchos países, dentro de ellos Chile, han adoptado como estándar una concentración de nitratos en el agua de 10 mg/l, por encima del cual no sería adecuada para el consumo humano. El nivel crítico de nitratos en agua para animales (caballos, vacunos, etc.) se ha establecido en 100 mg/l (Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, 2002; citado por Orús, Quílez y Beltrán, 2000).

En adultos, el estómago y la primera parte del intestino delgado son prácticamente estériles debido al bajo pH, donde el nitrato se absorbe antes de ser reducido a nitrito. Sin embargo, en los lactantes el pH del estómago es más básico y permite el desarrollo de una microflora más abundante, capaz de reducir el nitrato a nitrito. Eso explica la mayor sensibilidad de los niños al nitrato. Luego el nitrito

es absorbido y transportado a la corriente sanguínea, donde oxida al  $Fe_2^+$  de la hemoglobina, a  $Fe_3^+$ , formando así metahemoglobina, la cual no puede transportar oxígeno. La falta de oxígeno cambia la coloración de la piel, por lo cual la enfermedad también es conocida con el nombre de "bebé azul". Los síntomas clínicos (coloración azul) se producen cuando el 10% de la hemoglobina pasa a metahemoglobina, y los efectos letales ocurren luego de que el 50% ó más de la hemoglobina es transformada. En contraste con la situación de los humanos, los rumiantes, especialmente las vacas, son más susceptibles a la intoxicación con nitrato, porque estos mamíferos tienen una importante microflora en el rumen, particularmente hábil para reducir el nitrato a nitrito (Ongley, 1997, y Centro Rural de Información Técnica, España, 2002).

## 7.2. NITRÓGENO Y SU CICLO

El balance de las formas asimilables de nitrógeno para las plantas en la solución del suelo es el resultado dinámico de una serie de reacciones que se producen continuamente. De ellas resulta un constante movimiento de entradas y salidas de nitrógeno asimilable (FAO, 1986). En la figura 22 se muestra el ciclo del nitrógeno en el suelo.



**Figura 22.** Ciclo del nitrógeno en el suelo.

Fuente: FAO, 1986.

El proceso general de mineralización de la materia orgánica se realiza lentamente por la acción enzimática de los microorganismos, que van fraccionando poco a poco las unidades moleculares complejas en unidades cada vez más simples, hasta llegar a la producción final de ácidos orgánicos, anhídrido carbónico y el ion amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), por lo cual se conoce esta fase como amonificación. Participan activamente todo tipo de bacterias heterótrofas y otros microorganismos saprófitos que utilizan la energía química de la materia orgánica para sus procesos vitales, obteniendo nitrógeno mineral como subproducto del metabolismo microbiano (FAO, 1986).

Una fase complementaria de la mineralización, que se realiza por organismos autótrofos específicos, es la nitrificación. La reacción, inversa a la reducción que luego ocurre en la planta, se desarrolla en dos etapas; la primera:



Esta etapa es desarrollada por las bacterias de los géneros nitrosomonas, nitrosolobus y nitrosospira, que toleran altos contenidos de ion amonio y obtienen energía en la oxidación del amonio al ion nitroso.

La segunda etapa es realizada por bacterias del género nitrobacter, que convierten el nitrito en nitrato (Domínguez, 1989):



La *nitrificación* tiene lugar con rapidez en la mayoría de los suelos, constituyendo el nitrato la fuente de nitrógeno más importante para la mayoría de las plantas, donde las enzimas nitrato-reductasas lo convierten en amonio, que es utilizado en la síntesis de aminoácidos y proteínas. El suelo no retiene fácilmente el nitrato, sino que es transportado por el frente acuoso en un proceso de lixiviación, de modo que si la pluviosidad es alta y el suelo muy permeable, puede ser arrastrado a profundidades inalcanzables para las raíces. En climas mediterráneos, las lluvias invernales son capaces de lavar los nitratos, provocando una pérdida cercana al 50% del total disponible (Rodríguez; García; 1985).

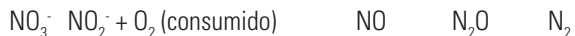
La *mineralización* del nitrógeno de la materia orgánica se lleva a cabo simultáneamente con la *fijación o inmovilización* del mismo por los microorganismos. En consecuencia, al tiempo que se mineraliza el nitrógeno, es reutilizado por los microorganismos. La mineralización media de la materia orgánica estable se realiza a una tasa que oscila entre el 0,5 y el 2% del nitrógeno anual (Domínguez, 1989).

El nitrógeno atmosférico es utilizado directamente por una serie de microorganismos que tienen la propiedad de reducirlo y, de esta forma, integrarlo, ya sea en forma mineral u orgánica, en el balance total del nitrógeno del suelo. La fijación del nitrógeno es la etapa reguladora del ciclo, en la cual el nitrógeno atmosférico pasa a forma combinada, compensando así las pérdidas de éste por desnitrificación (conversión del nitrato en nitrógeno gaseoso o en óxidos de nitrógeno, gases que pasan a la atmósfera) y volatilización del amonio (desde el suelo a la atmósfera).

La desnitrificación es un proceso biológico a través del cual el nitrógeno, generalmente en la forma de  $\text{NO}_3^-$ , es devuelto a la atmósfera desde el suelo, en forma de nitrógeno gaseoso ( $\text{N}_2$ ) y óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ). Los requerimientos para que este proceso ocurra son los siguientes:

- 1) Condiciones de restricción de disponibilidad de  $O_2$  (saturación de suelos).
- 2) Abundancia de nitratos.
- 3) Condiciones de temperatura de suelo más altas (buena actividad biológica).

El proceso se resume como sigue:



En suelos saturados, con baja presencia de  $O_2$ , los microorganismos convierten el nitrato en nitrito, consumiendo el  $O_2$ .

### 7.3. REMOCIÓN DE NITRÓGENO Y BIOFILTROS

El nitrógeno contenido en las aguas de escurrimiento superficial, el que principalmente está constituido por nitratos, puede ser retenido por la estructura mediante dos mecanismos. El primero, a través de la absorción producida por la vegetación que forma el biofiltro y que aparece como el más importante. Sin embargo, normalmente el nitrógeno absorbido por la estrata herbácea y leñosa es reciclado dentro del mismo sistema, y por lo tanto su contribución al balance final es menor. Indudablemente, en aquellos biofiltros donde la estrata herbácea es cosechada y exportada a otro sitio, la extracción por las plantas jugará un rol de mayor importancia.

Ahora bien, la mayor parte del nitrógeno que proviene de la actividad agrícola alcanza las aguas subsuperficiales a través de las aguas superficiales, y se considera que el proceso más relevante mediante el cual se elimina nitrógeno en un biofiltro es la denitrificación (Lowrance et al., 1995).

Ambos mecanismos, absorción por las plantas y denitrificación, parecen actuar combinados. El requisito fundamental para que el nitrato sea removido es que el agua subsuperficial atraviese una zona con actividad radicular. En ella el nitrógeno es retirado mediante absorción o, en forma más importante, las raíces y la actividad radicular aportan carbono y energía para las bacterias que transforman nitratos a nitrógeno gaseoso, el cual escapa a la atmósfera. Este proceso ocurre fundamentalmente donde existe una abundante fuente de carbono y una escasa abundancia de oxígeno, es decir, en zonas saturadas o excesivamente húmedas del subsuelo.

Quizás por lo mismo, la información disponible en evaluaciones de eficiencia de remoción es variada y heterogénea. Un aspecto común entre la literatura revisada indica que la efectividad en la remoción de nitrógeno es variable, y depende de las condiciones hidrológicas, el tipo de suelo y las características biogeoquímicas del sitio. Estas características parecen ser más relevantes que la selección de las especies a utilizar o el ancho del biofiltro (Mayer et al., 2006).

De hecho, el último autor mencionado, luego de una extensa revisión bibliográfica, concluye que la remoción de nitrógeno en aguas subsuperficiales se ha demostrado muy eficiente, aunque no se relaciona con el ancho del biofiltro. La remoción de nitrógeno en las aguas superficiales se encontró más relacionada al ancho de biofiltro, pero la eficiencia de remoción es bastante más baja. Se puede dar la paradoja de que biofiltros muy angostos incluso pueden aumentar la concentración de nitrógeno en aguas superficiales, aunque aquellos de ancho superior a los 50 m fueron bastante eficientes en

el control de este nutriente. Finalmente, el autor concluye que el tipo de vegetación no influye en la efectividad de remoción de nitrógeno, como nitrato, desde aguas superficiales, aunque sí es relevante en aguas subsuperficiales.

### Efecto de los biofiltros en la reducción de nitratos del agua de riego y lluvias

Durante las temporadas de riego 2004, 2005, y 2006, además de los períodos invernales correspondientes, se tomaron muestras de agua de riego y escurrimiento de aguas lluvia, de acuerdo al protocolo de muestreo. Además, cuando fue posible, se muestreó agua subsuperficial en pozos de observación ubicados en el pie del potrero, a un metro de profundidad, a la salida de cada uno de los biofiltros.

- **Nitratos en agua superficial de escorrentía, en las temporadas de riego**

En el cuadro 24, se presenta la concentración de nitratos en el agua de regadío que ingresa al potrero, como promedio de tres temporadas. Los mismos antecedentes se entregan respecto del agua que accede al sector de biofiltro luego de escurrir por el área de cultivo.

**Cuadro 24.** Concentración promedio de nitratos (mg/l) del agua de riego al ingreso al potrero y al área de biofiltros, en las temporadas 2004/05, 2005/06 y 2006/07.

Módulos	Nitratos en agua al ingreso del potrero (mg/l)	Nitratos en el agua al ingreso del área de biofiltro	Tasa de cambio (%)
Pichidegua	5,5	9,9	79,4
Chimbarongo	11,5	13,4	16,9
Requínoa	1,1	2,5	117,7
San Fernando	3,1	11,7	283,3
Teno	0,7	1,5	111,6
Molina	2,7	2,6	-3,8
S. Familia	3,7	10,2	173,9
Curicó	2,9	12,8	343,8
Promedio	3,9	8,1	107,1

En el cuadro 24 se aprecia que la carga de nitratos en aguas superficiales es relativamente baja. La excepción es el módulo de Chimbarongo, donde se observa valores superiores a 11 mg/l. En promedio de todos los módulos, el contenido de nitratos en aguas superficiales al ingreso al predio durante las tres temporadas de riego fue de 3,9 mg/l, mientras que la concentración observada a la entrada de los biofiltros fue de 8,1 mg/l, lo que significa un incremento del 107,1%. Esto se explica por el movimiento de nitratos hacia la zona de biofiltros en las aguas que abandonan el potrero o predio producto del riego. En definitiva, la concentración de nitratos aumenta en la medida que el agua de riego avanza en el potrero y se enriquece con los fertilizantes nitrogenados minerales aplicados a los cultivos.

En el cuadro 25 se muestra la concentración de nitratos a la entrada y salida de los biofiltros en agua superficial, en tres temporadas de riego, así como la eficiencia de éstos en su remoción.

**Cuadro 25.** Concentración de nitratos (mg/l) a la entrada y salida de los biofiltros, así como la eficiencia en su remoción (%). Promedio de tres temporadas de riego.

Módulos	Concentración de nitratos (mg/l) en el agua de riego al ingreso del área de biofiltro		Concentración de nitratos (mg/l) en el agua de riego a la salida de BF1		Concentración de nitratos (mg/l) en el agua de riego a la salida de BF2		Eficiencia en la remoción de nitratos del BF1 (%)		Eficiencia en la remoción de nitratos del BF2 (%)		Eficiencia promedio en la remoción de nitratos (%)			
	2004/05	2005/06	2004/05	2005/06	2004/05	2005/06	2004/05	2005/06	2004/05	2005/06	2004/05	2005/06	BF1	BF2
Pichidegua	13,0	11,7	5,0	12,5	6,0	12,4	6,4	3,8	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0
Chimbarongo	18,7	6,1	15,4	10,5	6,8	13,6	0,9	13,6	44,0	0,0	11,6	0,0	84,9	11,7
Requinoa	3,2	2,2	2,0	1,2	1,7	2,7	1,8	61,3	20,0	0,0	41,1	17,9	0,0	27,1
San Fernando	5,9	17,8	11,5	3,4	8,8	8,4	6,6	19,3	10,0	41,1	50,2	27,0	0,0	13,2
Teno	2,0	0,9	1,6	1,2	0,7	2,5	1,1	0,9	3,6	41,8	22,7	0,0	45,9	0,7
Molina	0,5	3,0	4,1	0,5	1,0	4,2	0,5	2,5	5,0	0,0	68,3	0,0	0,0	17,7
S. Familia	17,4	8,2	5,0	15,2	8,0	3,4	15,7	7,1	5,4	12,4	3,3	32,3	9,9	13,9
Curicó	24,6	-	1,1	33,1	-	1,8	24,4	-	0,5	0,0	-	0,0	0,7	-
Promedio	10,6	7,1	5,7	9,7	5,6	5,3	11,4	6,7	6,0	25,5	20,6	8,9	12,2	19,3

**Cuadro 26.** Concentración promedio de NO<sub>3</sub> (mg/l) en agua de escurrimiento superficial, al ingreso y salida del área de biofiltros, así como la eficiencia (%) en su remoción. Promedio de dos temporadas de invierno (2005 y 2006).

Módulos	Concentración de nitratos (mg/l) al ingreso del área de biofiltro		Concentración de nitratos (mg/l) a la salida del BF1		Concentración de nitratos (mg/l) en el agua de riego a la salida del BF2		Eficiencia en la remoción de nitratos del BF1 (%)		Eficiencia en la remoción de nitratos del BF2 (%)		Eficiencia promedio en la remoción de nitratos (%)	
	2005	2006	2005	2006	2005	2006	2005	2006	2005	2006	2005	2006
Pichidegua	13,8	4,3	1,2	-	1,1	1,9	91,1	-	92,1	55,9	91,1	74,0
Chimbarongo	2,3	4,2	2,9	0,7	1,5	1,4	0,0	83,0	33,8	65,9	41,5	49,8
Requinoa	0,8	-	1,9	-	0,8	-	0,0	0	9,9	-	0,0	9,9
San Fernando	1,6	1,3	6,3	4,1	2,0	1,2	0,0	0,0	0,0	10,9	0,0	5,5
Teno	0,6	5,0	0,5	0,5	1,0	0,6	15,0	90,5	0,0	88,5	52,8	44,2
Molina	0,9	4,4	0,7	2,0	1,1	7,1	26,1	55,9	0,0	0,0	41,0	0,0
S. Familia	0,8	0,7	4,2	0,6	0,7	0,7	0,0	17,5	15,0	0,0	8,8	7,5
Curicó	2,7	1,4	1,4	1,7	1,5	1,0	48,7	0,0	46,5	29,8	24,4	38,2
Promedio	2,9	3,1	2,4	1,6	1,2	2,0	22,6	35,3	24,7	35,9	32,4	28,6



Al contrastar la concentración de nitratos en el agua de riego a la entrada y salida del área de biofiltros, es posible estimar la eficiencia promedio en la reducción de  $\text{NO}_3^-$ . Se aprecia que ésta alcanzó a 18,3% en  $\text{BF}_1$  y 10,7% en  $\text{BF}_2$ , lo que se considera bajo para la remoción de los nitratos del agua superficial. Datos de literatura reportan, para biofiltros de 4,6 y 9,1 m de ancho en cultivos de maíz, reducciones de nitrato en el agua de escurrimiento superficial de 27% y 57% respectivamente (Dillaha et al., 1988, 1989). Similarmente, Magette et al., 1989, y Schmitt et al., 1999, reportaron que biofiltros de praderas de un ancho inferior a 5 m fueron inefectivos para controlar nitrato en las aguas de escurrimiento superficial, mientras que aquellos mayores a 5 m de ancho e inferiores a 10 m tuvieron eficiencias entre el 29 y el 65%.

### **Nitratos en aguas de escorrentía superficial invernal**

El cuadro 26 presenta la concentración de nitratos en el agua al ingreso y salida del área de biofiltros durante la época de invierno, así como la eficiencia de éstos en su remoción.

Se puede señalar que la concentración de  $\text{NO}_3^-$  en el agua de escurrimiento superficial proveniente de las lluvias alcanzó en promedio a 2,9 mg/l, mientras que, en promedio, a la salida de los biofiltros ésta se redujo a 2,0 y 1,5 mg/l, en  $\text{BF}_1$  y  $\text{BF}_2$ , respectivamente.

Al contrastar la concentración de nitratos al ingreso y salida del área de biofiltros, es posible estimar la eficiencia en su remoción desde aguas de escorrentía invernal. El promedio se ubica en torno al 32% para  $\text{BF}_1$  y 29% para  $\text{BF}_2$ , valores considerados de eficiencia media, aunque ligeramente superiores a los logrados durante la temporada de riego en ambos tipos de biofiltros.

### **Nitratos en agua subsuperficial durante invierno**

Los nitratos en el agua subsuperficial, a un metro de profundidad, solamente fueron determinados en las temporadas de invierno, ya que en la primavera-verano no resultó posible encontrar agua suficiente para esta analítica. El cuadro 27 muestra que el tratamiento "testigo" alcanzó un nivel promedio de 49,8 mg/l, con una fluctuación de 119,2 a 2,21 mg/l, mientras que después del  $\text{BF}_1$  y  $\text{BF}_2$  el nivel disminuye a sólo 4,9 y 14,9 mg/l, respectivamente.

A partir de este análisis se puede estimar que los mayores efectos de los biofiltros se producen sobre el agua subsuperficial, puesto que la eficiencia a nivel del agua superficial es bastante menor. Otro aspecto importante es que las concentraciones de nitratos encontrados a nivel del agua subsuperficial (49,8 mg/l, en el testigo) exceden largamente los valores promedio hallados en el agua de riego al ingreso a los biofiltros (3,9 mg/l en la temporada de primavera-verano y 2,9 mg/l en el invierno), lo que estaría indicando que este contaminante es arrastrado en profundidad, dentro del perfil de suelo, por las precipitaciones invernales, que se constituyen en una importante fuerza conductora durante invierno.

A continuación se presenta la concentración de nitratos en el agua subsuperficial en el testigo, sin biofiltros, así como a la salida de  $\text{BF}_1$  y  $\text{BF}_2$ . Al contrastar estas cargas de nitratos, es posible estimar la eficiencia de los biofiltros en la remoción del contaminante en el agua subsuperficial, a un metro de profundidad.

**Cuadro 27.** Concentración de  $\text{NO}_3$  (mg/l) en agua subsuperficial en el testigo y a la salida de los biofiltros, y eficiencia en la remoción de éstos. Temporada de invierno 2005.

Módulos	Nitratos (mg/l) en el testigo	Nitratos (mg/l) a la salida de BF1	Nitratos (mg/l) a la salida de BF2	Eficiencia en la remoción de nitratos del BF1 (%)	Eficiencia en la remoción de nitratos del BF2 (%)
Pichidegua	119,23	0,42	0,82	99,6	99,3
Chimbarongo	83,03	-	6,16	-	92,6
Requínoa	-	-	-	-	-
San Fernando	-	-	-	-	-
Teno	54,97	2,08	53,5	96,2	2,7
Molina	2,21	1,13	3,32	48,9	0,0
S. Familia	30,31	19,08	24,51	37,1	19,1
Curicó	9,24	1,69	0,95	81,7	89,7
Promedio	49,8	4,88	14,88	72,7	50,6

Nota: las temporadas 2006 y 2007 no se analizan debido a ausencia de agua en profundidad para los muestreos correspondientes.

La mayor eficiencia en la remoción de los nitratos del agua subsuperficial se aprecia en  $\text{BF}_1$ , con un 72,7%, mientras que el  $\text{BF}_2$  alcanza sólo a un 50,6%. El mayor efecto de  $\text{BF}_1$  en la reducción de dichos contaminantes se puede explicar por el hecho de que este biofiltro está conformado por praderas y una estrata arbórea. Ello genera un volumen más grande de raíces, las que hacen posible una extracción en profundidad en mayor grado que  $\text{BF}_2$ , estructurado con praderas de arraigamiento superficial.

La eficiencia en la reducción de los nitratos del agua subsuperficial es alta tanto en el  $\text{BF}_1$  como en el  $\text{BF}_2$ . Supera largamente a la observada a nivel del agua superficial, que como se comentó anteriormente no superó el 25% en promedio, siendo probablemente éste uno de los efectos de mayor interés del estudio. Clausen et al., 2000, reportan reducciones de las concentraciones de nitrato en las aguas subsuperficiales de un 35%, usando biofiltros con festuca en un predio con cultivo de maíz. Similarmen-te, estudios en Italia reportan disminuciones superiores al 90% mediante biofiltros de 6 m de ancho, con 5 m de pasto y 1 m de árboles (Borin y Bigon, 2002).

#### 7.4. CONCLUSIONES

- Los nitratos son arrastrados en los sucesivos eventos de riego desde la zona de entrada de agua al potrero hacia la zona de salida o zona de biofiltros. Se registraron incrementos promedio en la concentración de nitratos, en esta última zona, del orden de 107%.
- La eficiencia en la reducción de nitratos del agua superficial en temporada de riego fue baja, del orden de 18,3% en  $\text{BF}_1$  y 10,7% en  $\text{BF}_2$ .
- El movimiento de nitratos en profundidad, arrastrados por las precipitaciones invernales, parece ser de mayor importancia que durante la temporada de riego.
- La mayor eficiencia de las asociaciones vegetales se produce en invierno, en el agua subsuperficial, con niveles de 72% para  $\text{BF}_1$  y 51% para  $\text{BF}_2$ , lo que se explicaría por el mayor volumen de raíces de un sistema que considera pasto, arbustos y árboles, en relación a un biofiltro conformado sólo por una pradera de arraigamiento superficial.

**BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA**

**BORIN, M. and BIGON, E. 2002.** Abatement of  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentration in agricultural waters by narrow buffer strips. *Environmental Pollution* 117:165-168.

**CLAUSEN, J.C.; GUILLARD, K.; SIGMUND, C.M. and DORS, K.M. 2000.** Water quality changes from riparian buffer restoration in Connecticut. *Journal of Environmental Quality* 29:1751-1761.

**DILLAHA, T.A.; SHERRARD, J.H.; LEE, D.; MOSTAGHIMI, S. and SHANHOLTZ, V.O. 1988.** Evaluation of vegetative filter strips as a best management practice for feed lots. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 60:1231-1238.

**DILLAHA, T.A.; RENEAU, R.B.; MOSTAGHIMI, S. and LEE, D. 1989.** Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 32:513-519.

**MAGETTE, W.L.; BRINSELD, R.B.; PALMER, R.E. and WOOD, J.D. 1989.** Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 32:663-667.

**MAYER, P.M.; REYNOLDS, S.K.; MCCUTCHEN, M.D. and CANFIELD, T.J. 2006.** Riparian buffer width, vegetative cover, and nitrogen removal effectiveness: A review of current science and regulations. EPA/600/R-05/118. Cincinnati, OH, U.S. Environmental Protection Agency, 2006.

**LOWRANCE, R.; VELLIDIS, G. and HUBBARD, R.K. 1995.** Denitrification in a restored riparian forest wetland. *Journal of Environmental Quality* 24:808-815.

**LEE, K.-H.; ISENHART, T.M. and SCHULTZ, R.C. 2003.** Sediment and nutrient removal in an established multi-species riparian buffer. *Journal of Soil and Water Conservation* 58:1-7.

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

**SCHOONOVER, J.E. and WILLIARD, K.W.J. 2003.** Ground water nitrate reduction in giant cane and forest riparian buffer zones. *Journal of the American Water Resources Association* 39:347-354.

**VIDON, P.G.F. and HILL, A.R. 2004.** Landscape controls on nitrate removal in stream riparian zones. *Water Resources Research* 40:W03201.

<http://www.forestry.iastate.edu/.../buffer1.gif>

<http://www.soil.ncsu.edu/publications/BMPs/buffers.html>