

8. BIOFILTROS Y SU EFICIENCIA EN LA REMOCIÓN DE FÓSFORO DISUELTO

Jaime Mejías Bassaletti

Introducción

El rápido crecimiento y la intensificación de la producción agropecuaria han producido una acumulación excesiva de fósforo (P) en los suelos, más allá de los requerimientos de los cultivos. Este hecho reviste una amenaza desde el punto de vista medioambiental, porque el P es un elemento limitante en las aguas. Lo anterior implica que bajas concentraciones provenientes de suelos muy fertilizados con dicho elemento pueden presentar un excesivo crecimiento de algas. La degradación de la biomasa de algas demanda grandes cantidades de oxígeno, que es extraído desde el ambiente acuático afectando la vida de peces y otros organismos. El fenómeno, conocido como eutrofización, es prácticamente irreversible. Por lo tanto, el manejo adecuado del P en sistemas agropecuarios es un tema crítico que debe ser abordado en forma oportuna. En consecuencia, el control de la eutrofización de las aguas dulces requiere, principalmente, de la reducción de la pérdida del P que las contamina.

Las fuentes "puntuales" de contaminación han sido reducidas de manera significativa debido a la facilidad con que es posible identificarlas, a la aplicación de normativas ambientales y a avances en la tecnología para controlar las emisiones de P a partir de dichas fuentes (Pote y Daniel, 2000). Sin embargo, la contaminación difusa es uno de los problemas más complejos de abordar desde el punto de vista ambiental, pues la fuente de origen de los contaminantes es difícil de determinar y, por ende, las normas de control y manejo no se pueden focalizar de un modo adecuado.

Un control exitoso de la contaminación difusa debe dirigirse hacia la disponibilidad de los contaminantes en el suelo (fuentes de origen), como también a la hidrología del sitio, la cual determina el movimiento de contaminantes desde su fuente hacia los cuerpos de agua (transporte). El tipo de contaminante define en buena medida el énfasis que se dé a uno u otro factor, en lo que se refiere a las medidas de manejo (McDowell et al., 2002).

8.1. FÓSFORO COMO NUTRIENTE

El fósforo (P) es un elemento esencial para el crecimiento y desarrollo de los organismos biológicos, razón por la cual se aplica comúnmente al suelo para asegurar un óptimo rendimiento de los cultivos. Una parte es fijada por los componentes minerales del suelo y luego liberado a la solución en forma gradual, para posteriormente ser absorbido por los cultivos. Otra fracción del P aplicado al suelo es utilizada por los microorganismos y, así, inmovilizado por un periodo de tiempo hasta que ellos mueren y el elemento queda disponible para ser utilizado por las plantas. Los cultivos pierden parte de sus tejidos, los que se integran a la materia orgánica del suelo, que es mineralizada mediante procesos de oxidación. El fósforo contenido en estos complejos orgánicos queda disponible nuevamente. Sin embargo, el P puede ser exportado desde el sistema suelo a través de procesos de escurrimiento superficial, lixiviación, y erosión, entre otros. La figura 23 presenta su ciclo.

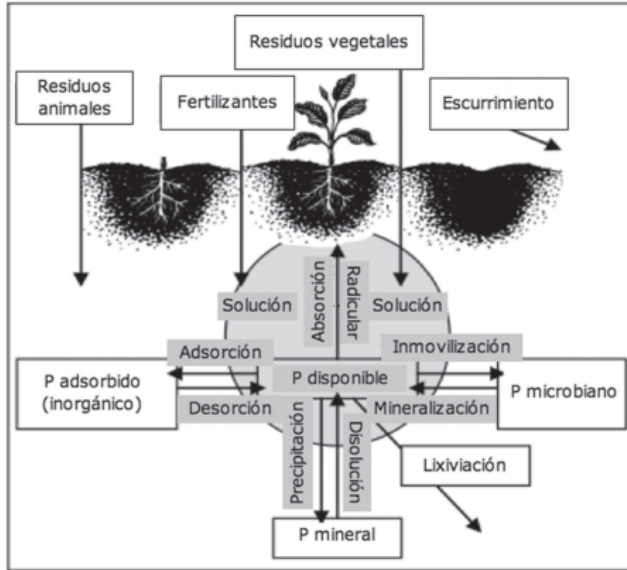


Figura 23. Ciclo del fósforo en sistemas agropecuarios: entradas, transformaciones y pérdidas (Hyland et al., 2005).

De acuerdo a Stumm y Sigg (1979), el P es fuertemente inmovilizado en los suelos por medio de reacciones de intercambio de ligandos con los grupos hidroxilos en la superficie de óxidos de hierro y de aluminio (figura 24). Por ello, en la mayoría de los suelos se aplica fósforo en cantidades considerables para asegurar su disponibilidad en la solución suelo y ser finalmente absorbido por la acción radicular de las plantas. Su limitada disponibilidad en el suelo ha sido corregida en el largo plazo a través del uso masivo de fertilizantes fosfatados y, circunstancialmente, mediante la aplicación de enmiendas orgánicas.

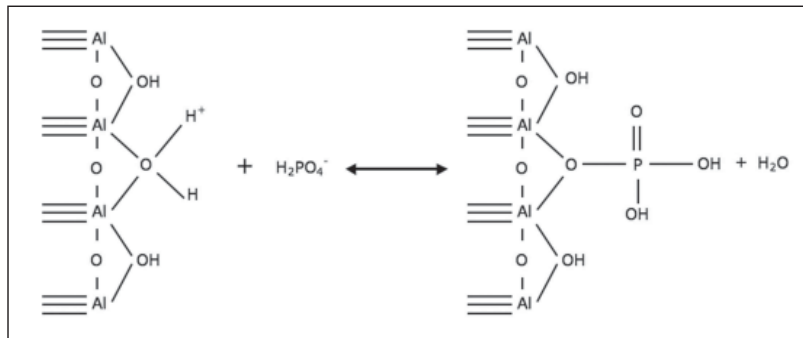


Figura 24. Mecanismos de fijación de P en el suelo y reacciones específicas con óxidos de aluminio mediante intercambio de ligandos (Sánchez y Uehara, 1980).

La figura 25 presenta los flujos de fósforo en un sistema agropecuario. Las entradas están constituidas principalmente por la aplicación de fertilizantes fosfatados. Los alimentos ricos en P que son ingeridos por los animales ingresan al sistema suelo por medio de las fecas o indirectamente por la aplicación de purines o estiércol sobre cultivos o praderas.

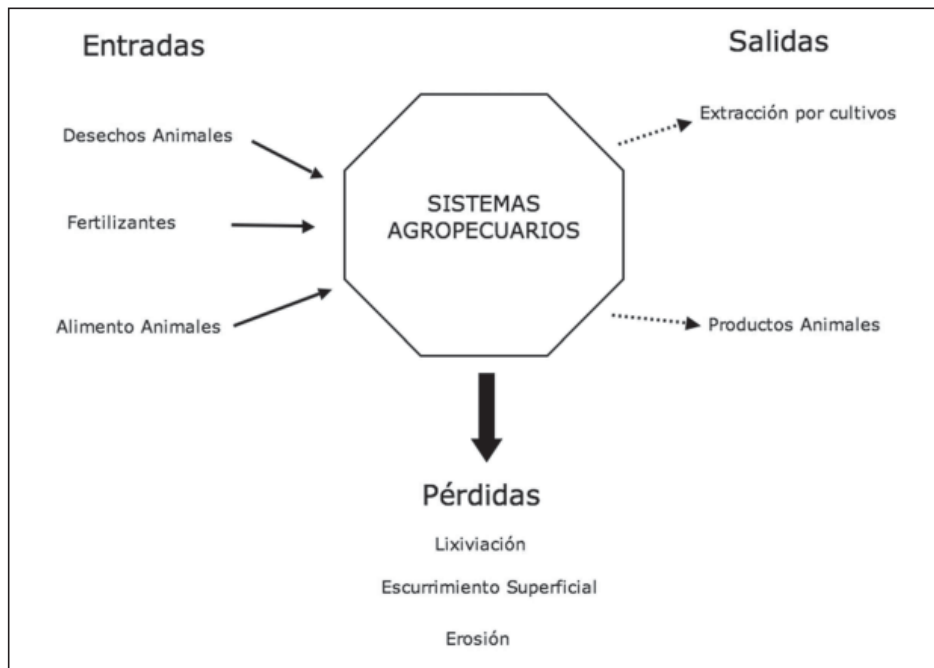


Figura 25. Principales componentes del balance de P en sistemas agropecuarios y sus flujos de entradas, salidas y pérdidas.

Las salidas del sistema están claramente identificadas por vía de la extracción que realizan los cultivos desde el suelo, los cuales posteriormente son cosechados. Los productos animales, tales como leche o carne, que son generados en el sistema y luego exportados, constituyen también importantes salidas a ser consideradas en un balance de P (Sharpley et al., 1999). Las pérdidas del elemento se producen principalmente a través de P adsorbido en partículas de suelo o en complejos orgánicos que abandonan el sistema producto de la erosión hídrica. El fósforo disuelto en escorrentía superficial es otro mecanismo mediante el cual se pierde desde el suelo. Las pérdidas vía lixiviación se producen sobre todo en aquellos suelos ricos en P donde ocurren procesos de desorción y el P disuelto mediante transporte facilitado por coloides es llevado hacia el subsuelo, alcanzando las aguas subterráneas (Haygarth y Jarvis, 1999).

La figura 26 representa un diagrama de las posibles fuentes de P en sistemas agropecuarios intensivos mixtos, y las formas mediante las cuales este elemento alcanza las aguas subterráneas y superficiales.

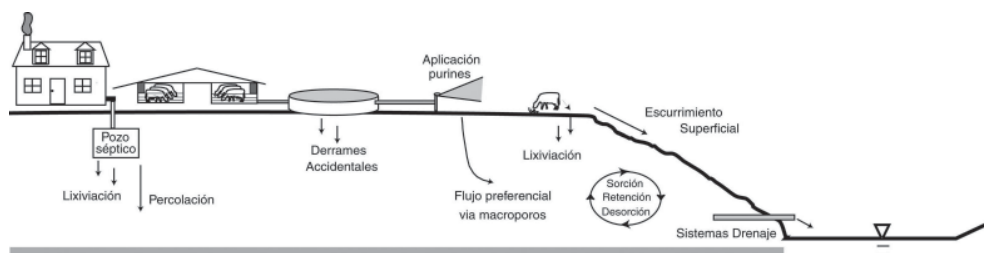


Figura 26. Diagrama de las fuentes de P y su transporte desde un sistema agropecuario intensivo mixto hacia cuerpos de agua subterránea y superficiales (adaptado de McDowell et al., 2002).

A pesar de que el P es fijado fuertemente por los suelos, puede ser exportado desde el sistema por los mecanismos descritos anteriormente y llegar a los cuerpos de agua. La situación indicada se abordada mediante normas de manejo, que contemplan el uso de biofiltros. Estos sistemas forman una barrera física entre el área de cultivos y los cuerpos de agua. La velocidad de la escorrentía superficial del agua, ya sea proveniente del riego o de la precipitación, se ve reducida, y se captura los sedimentos y partículas orgánicas. Adicionalmente, se promueve la infiltración y aumenta la absorción de nutrientes por las plantas.

8.2. EVALUACIÓN DE BIOFILTROS PARA EL CONTROL DE P EN CHILE

Siguiendo el mismo procedimiento de las demás variables estudiadas, es decir, a partir de muestras de agua de riego, se analizó el contenido de P soluble al ingreso del potrero (agua predial) antes de ingresar al área de biofiltros y después de pasar por ésta. El P soluble fue determinado en las muestras colectadas de acuerdo a la metodología 4500-P C (APHA et al., 1998).

Los resultados que se presentan a continuación corresponden a un promedio de las mediciones realizadas en las temporadas 2004/05; 2005/06 y 2006/07, durante la época de riego en los ocho módulos descritos en capítulos anteriores.

La figura 27 muestra los contenidos de P soluble medidos en el agua predial y en el agua de riego antes de entrar a la zona de biofiltros. Se puede observar que en el módulo de Curicó y en el de Pichidegua, el contenido de fósforo disuelto en el agua de riego que ingresa a la zona de biofiltros disminuyó en comparación al del agua que ingresa al potrero. Por el contrario, en el resto de los módulos el P disuelto en el agua de riego aumentó, o al menos se mantuvo igual al del agua del predio. El aumento más notable se produjo en los módulos de Molina y Sagrada Familia.

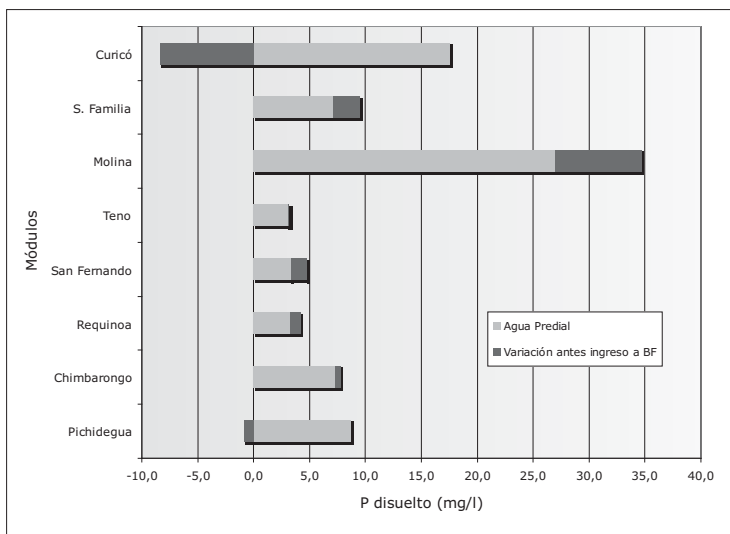


Figura 27. Contenidos de P soluble (mg/l) medidos en el agua predial, y su variación en el agua de riego antes de entrar a la zona de biofiltros en ocho módulos localizados en la zona central de Chile (promedio de tres temporadas agrícolas).

El enriquecimiento del agua predial con P durante su tránsito a través del área de cultivos puede deberse a diversos factores. Por ejemplo, un excesivo nivel del elemento en el suelo, que se libera mediante procesos de desorción al momento en que el agua de menor concentración entra en contacto con zonas de suelo con altos niveles de saturación de P. El aumento de fósforo en solución puede también deberse a la disolución de fertilizantes fosfatados que han sido aplicados muy cerca de la época de riego, los cuales son muy solubles y fácilmente transportados.

Por otro lado, la disminución de P en solución, solamente observada en dos módulos, durante el transporte del agua de riego a través del área de cultivos, puede ser atribuida a procesos de adsorción y absorción radicular.

Los valores más bajos en el agua predial fueron observados en el módulo de Teno (2,5 mg/l, aproximadamente), mientras que en el de Molina los valores de P disuelto superaron los 30 mg/l. Estas concentraciones son consideradas extremadamente elevadas si se considera que 0,05 mg/l de P disuelto es reportado como una concentración crítica para aguas superficiales en países desarrollados (Breeuwsma et al., 1995). De acuerdo a lo señalado, se demuestra claramente la necesidad de tomar medidas de control para el manejo adecuado del P en sistemas intensivos, justificando el desarrollo de metodologías de remediación basadas en sistemas como biofiltros, "wetlands", entre otros.

En la figura 28 se ilustra el efecto del BF₁ en la disminución del P disuelto del agua de riego. En la mayoría de los casos no se observa un efecto positivo del uso del biofiltro, con la excepción de los módulos de Molina y Sagrada Familia, donde se detectó una leve disminución de la concentración de P.

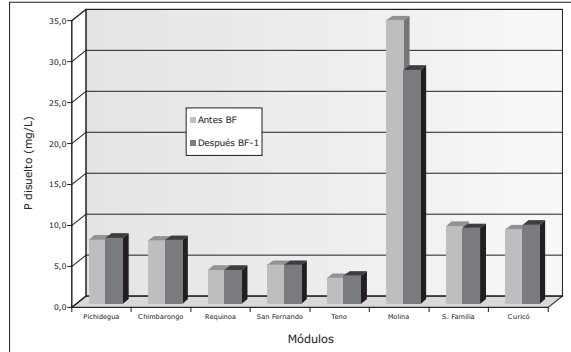


Figura 28. Cambios en el contenido de P soluble (mg/l) medido en el agua de riego al ingreso y salida del BF₁, en ocho módulos localizados en la zona central de Chile (promedio de tres temporadas agrícolas).

Una tendencia similar se obtuvo con el uso del BF₂. En ningún módulo se observó un efecto claro sobre el control de P disuelto, a excepción de las mismas localidades anteriores: Molina y Sagrada Familia (figura 29).

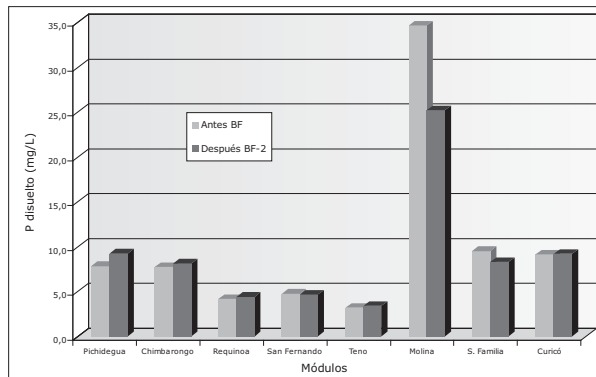


Figura 29. Cambio en el contenido de P soluble (mg/l) medido en el agua de riego al ingreso y salida del BF₂, en ocho módulos localizados en la zona central de Chile (promedio de tres temporadas agrícolas).

En el cuadro 28 se indican las eficiencias promedio de ambos sistemas de biofiltros para los ocho módulos. En las dos localidades donde hubo efectos positivos las eficiencias fueron aproximadamente de 17% para BF₁ y 27% para BF₂ (Molina), y 2,9% para BF₁ y 12,9% para BF₂ (Sagrada Familia). Numerosos estudios han reportado eficiencias en el control de P mediante biofiltros. Para el caso de fósforo total –que incluye el P coloidal, adsorbido en partículas de suelo, el P orgánico y el P disuelto– la eficiencia ha sido entre un 27% y 96% (Dillaha et al., 1989; Magette et al., 1989; Schmitt et al., 1999; Lee et al., 2000; y Uusi-Kamppa et al., 2000).

En el caso de P disuelto, Daniels y Gilliam (1996) encontraron que biofiltros vegetales similares a los utilizados en este estudio lograron eficiencias de retención de 20%. Este resultado es comparable a los reportados en el cuadro 28, para el módulo de Molina. Blanco-Canqui et al. (2004) reportaron eficiencias de un 36% para P particulado y un 37% para P soluble.

Cuadro 28. Eficiencia en la reducción del contenido de P soluble (mg/l) por el efecto de los biofiltros en ocho módulos localizados en la zona central de Chile (promedio de tres temporadas agrícolas).

Módulo	Eficiencias (%)	
	BF1	BF2
Pichidegua	0,0	0,0
Chimbarongo	0,0	0,0
Requínoa	0,5	0,0
San Fernando	0,0	2,0
Teno	0,0	0,0
Molina	17,5	27,2
Sagrada Familia	2,9	12,9
Curicó	0,0	0,0
Promedio	2,6	5,3

En el cuadro se aprecia que el 75% de las eficiencias calculadas son iguales a cero. Claramente la remoción del fósforo disuelto en agua a través de biofiltros se puede considerar como muy baja, de manera coincidente con los reportes de literatura. Los promedios estimados son del orden de 2,6% en BF₁ y 5,3% en BF₂. Daniels y William (1996) señalan que la eficiencia en el control de fósforo soluble está más relacionada con procesos de infiltración que con la acción del biofiltro. Se estima que el principal mecanismo de remoción de fósforo es la retención de sólidos, donde este elemento normalmente se encuentra adsorbido.

Conclusiones

- En general, la eficiencia medida para el control de P soluble en agua de riego en los dos tipos de biofiltros fue baja, con promedios de 2,6% y 5,3%, para BF1 y BF2, respectivamente
- Solamente el módulo de Molina presentó eficiencias similares a las reportadas en la literatura.

BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA

APHA, AWWA y WEF. 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th edition. American Public Health Association / American Water Works Association / Water Environment Federation, Washington, DC.

BLANCO-CANQUI, H.; GANTZER, C.J.; ANDERSON, S.H.; ALBERTS, E.E. and THOMPSON, A.L. 2004. Grass barrier and vegetative filter strip effectiveness in reducing runoff, sediment, nitrogen, and phosphorus loss.

BREEUWSMA, A.; REIJERINK, J. and SCHOUMANS, O. 1995. Impact of manure on accumula-

tion and leaching of phosphate in areas of intensive livestock farming. In: Animal waste and the land-water interface. Ed. K. Steele. p. 239-249. CRC/Lewis Publishers, Boca Raton. Florida.

DANIELS, R.B. and GILLIAM, J.W. 1996. Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. *Soil Science Society of America Journal* 60(1):246-251.

DILLAHA, T.; RENEAU, R.; MOSTAGHIMI, S. and LEE, D. 1989. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Trans. ASAE*, 32(2):513-519.

GRISMER, M.; O'GEEN, A. and LEWIS, D. 2006. Vegetative filter strips for nonpoint source pollution control in agriculture. Publication 8195, Division of Agriculture and Natural Resources. University of California. Oakland, California.

HAYGARTH, P. and JARVIS, S. 1999. Transfer of phosphorus from agricultural soils. *Adv. Agron.* 66:195-249.

HAYLAND, C.; KETTERINGS, Q.; DEWING, D.; STOCKIN, K.; CZYMMEK, K.; ALBRECHT, G. and GEOHRING, L. 2005. Phosphorus basics-the phosphorus cycle. Fact Sheet 12. Agronomy Fact Sheet Series. Cornell University, Cooperative extension.

LEE, K.H.; ISENHART, T.M.; SCHULTZ, R.C. and MICKELSON, S.K. 2000. Multispecies riparian buffers trap sediment and nutrients during rainfall simulations. *Journal of Environmental Quality* 29(4):1200-1205.

MAGETTE, W.L.; BRINSFIELD, R.B.; PALMER, R.E. and WOOD, J.D. 1989. Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. *Trans. ASAE*, 32(2):663-667.

MCDOWELL, R.; SHARPLEY, A.; KLEINMAN, P. and GBUREK, W. 2002. Hydrological source management of pollutants at the soil profile scale. In: *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. Ed. P. Haygarth and S. Jarvis. p. 197-220. CAB International, Devon. UK.

POTE, D. and DANIEL, T. 2000. Analyzing for dissolved reactive phosphorus in water samples. In: *Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters*. Ed: G. Pierzynsky. p. 91-93. Southern Cooperative Series. Bulletin 396. KS.

SÁNCHEZ, P. and UEHARA, G. 1980. Management considerations for acid soils with high phosphorus fixation capacity. In: *The role of phosphorus in agriculture*. Ed. F. Khasawneh, E. Simple and E. Kamprath. p. 471-514. ASA-CSSA-SSSA, Madison, WI.

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(5):1479-1489.

SHARPLEY, A.; DANIEL, T.; SIMS, T.; LEMUNYON, J.; STEVENS, R. and PARRY, R. 1999. Agricultural phosphorus and eutrophication. USDA-ARS, USA.

UUSI-KAMPPA, J.; BRASKERUD, B.; JANSSON, H.; SYVERSEN, N. and UUSITALO, R. 2000. Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus. *Journal of Environmental Quality* 29(1):151-158.