

Abstract

Biogeochemical cycles can be defined in different scales, as well as for the existing interactions between the different components of the system and the associated processes. Nutrient availability particularly, plays a major role in the functioning of biological communities.

Nitrogen and phosphorus constitute the determinant elements in the ecological condition of continental waters. The excess in these nutrients due to the contributions from point and diffuse sources, it is considered to be one of the main factors in deteriorating the ecological quality of rivers, lakes and estuaries and in the deterioration of groundwater quality.

The continental aquatic systems are under strong anthropogenic pressure. Human activities have impacted rivers, severely affecting the flow of organic carbon, nutrients, sediments and therefore towards the ocean.

The organic matter contribution of domestic, agricultural and industrial waste water constitute one of the most common perturbations in aquatic environments. Organic matter decay reduces oxygen concentration and supplies nutrients, mainly nitrogen and phosphorus. This phenomenon gives birth to a strong negative effect in aquatic systems known as eutrophication. The eutrophication of surface water and the contamination of groundwater due to elevated nutrient inputs have a serious impact on ecosystem health in many countries.

The evaluation of nutrient input and destination within ecosystems is essential for a better comprehension of the possible effects of the forces of change in the systems.

Models are tools that help conceptualize, integrate and generalize the scientific knowledge. Therefore, they are useful in exploring the consequences of environmental change and in making predictions, assisting the cost-benefit analysis to control nutrient flow towards estuaries and coastal waters.

Agricultural nonpoint-source pollution has been listed as one of the leading sources of pollution in rivers and water bodies throughout the world. The importance and design of "landscape buffer" as a key aspect of field to catchment scale diffuse pollution management. Most wetlands were drained to increased farm land and it has been one of the largest degradation processes on aquatic ecosystem during the last century. However, the interests in wetland restoration programmes are growing globally in recent years. Restored wetlands are in most cases established with the principal aim to

retain nutrients loss from upstream agricultural field. In unsaturated conditions, vegetative buffer, often called “buffers strips” are usually constructed. Implemented vegetated buffer strips have been widely studied and represent a quite well know, tested and calibrated “model”.

Introducción

Los ciclos biogeoquímicos pueden definirse en diferentes escalas, así como por las interacciones existentes entre las distintas series de componentes del sistema y los procesos asociados (Gordon et al. 1996). Los sistemas acuáticos pueden presentar diferentes roles en el proceso de ciclado de nutrientes, ya que pueden actuar como “fuente” para la exportación de nutrientes o como “sumidero” en el caso en que absorban o retengan una fracción de los nutrientes que entran respectivamente al sistema (Torres et al. 2007). La disponibilidad de los mismos, en particular, juega un rol muy importante en el funcionamiento de las comunidades biológicas.

El nitrógeno y el fósforo constituyen los elementos determinantes en el estado ecológico de las aguas continentales (Schoumnan et al. 2011). Las fuentes potenciales de estos nutrientes incluyen la fijación de nitrógeno y la remineralización del fósforo, el flujo de las mareas, lluvias, flujo proveniente de los ríos y el agua subterránea. Estas dos últimas fuentes, pueden ser dramáticamente afectadas por la agricultura y el desarrollo urbano de las cuencas hidrográficas adyacentes y llevar importantes cargas de nutrientes a las aguas continentales (Sylaios & Vassiliki 2002).

La carga de nutrientes proveniente de los ríos usualmente depende del caudal y de la geología de la cuenca de drenaje (Wetzel 2001) así como del uso de la misma (Schoumans et al. 2011). Los ecosistemas acuáticos están sometidos a fuertes presiones antropogénicas. Reciben aportes ricos en nutrientes orgánicos y minerales procedentes de las zonas urbanas, agrícolas, efluentes industriales y aguas residuales domésticas (Zaldivar et al. 2003). Debido a estas perturbaciones en los últimos 50 años, los flujos de materiales desde el medio terrestre hacia al margen costero se han visto multiplicados en un factor de 1.5 a 2 (Rabouille et al. 2001).

A su vez, como consecuencia de los cambios en el uso del suelo (ejemplo: deforestación, fertilizantes, agricultura, ganadería) se ha producido un aumento en la lixiviación de los nutrientes del mismo. El flujo de materia orgánica se ha visto incrementado debido al aumento en la erosión del suelo, las aguas residuales no tratadas de las ciudades, y los residuos industriales (ejemplo: fábricas de papel) (Rabouille *et al.* 2001). El aporte puntual de materia orgánica constituye una de las perturbaciones más comunes de los ambientes acuáticos (Follet et al 2008). Sin embargo, hoy en día las fuentes difusas, son consideradas uno de los principales factores en dañar la calidad

ecológica de ríos, lagos, estuarios y aguas subterráneas (Jeppensen *et al.* 2007; Kronvang *et al.* 2005).

El enriquecimiento de macronutrientes inorgánicos de origen antrópico tiene como consecuencia la alteración de los ciclos biogeoquímicos, lo cual tiene un fuerte impacto en los ecosistemas (Struyf *et al.* 2004). Además de los aportes externos, la descomposición de la materia orgánica aumenta la concentración de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, reduciendo la concentración de oxígeno, condiciones que favorecen la eutrofización, principal problemática de los ecosistemas acuáticos tanto a nivel nacional (Scasso & Mazzeo 2000) como mundial (Hospers 1998, Jeppensen *et al.* 2007). Los efectos ambientales causados por la eutrofización son por ejemplo: reducción de la biodiversidad, degradación de la calidad del agua, floraciones de algas, algunas de ellas tóxicas, que restringen los usos recreativos y dificultan la potabilización (Schoumna *et al.* 2011).

Dada la creciente preocupación por la intensificación de la agricultura a nivel mundial y los consecuentes aportes de nutrientes hacia los sistemas acuáticos, muchos países han implementado diferentes políticas y medidas de mitigación (follet *et al.* 2008). Este es el caso entre otros, del Water Framework Directive (WFD), efectuado por la Unión Europea. Este implica una reducción drástica de la pérdida de nutrientes de las tierras agrícolas, con posibles implicaciones para la sustentabilidad del sistema agrícola a largo plazo, tanto desde el punto de vista económico como medioambiental. Sin embargo, a pesar de los esfuerzos la eutrofización de los ambientes acuáticos sigue siendo uno de los problemas más importantes (Jeppesen *et al.* 2007). Este tipo de medidas es necesario que sean de conciencia mundial, principalmente en aquellos países que basan su economía en la actividad agrícola, como es el Uruguay.

La evaluación de la entrada de nutrientes y el destino de los mismos en los ecosistemas, es esencial para una mejor comprensión de los posibles efectos de las fuerzas de cambio sobre el funcionamiento de los sistemas (Struyf. *et al.* 2004; Torres *et al.* 2007). Los modelos constituyen herramientas que ayudan a conceptualizar, integrar y generalizar el conocimiento científico. Por tanto, son útiles para explorar las consecuencias del cambio ambiental y realizar pronósticos, ayudando al análisis de costo-beneficio para asistir y controlar el flujo de nutrientes hacia las aguas superficiales y subterráneas.

Capítulo 2

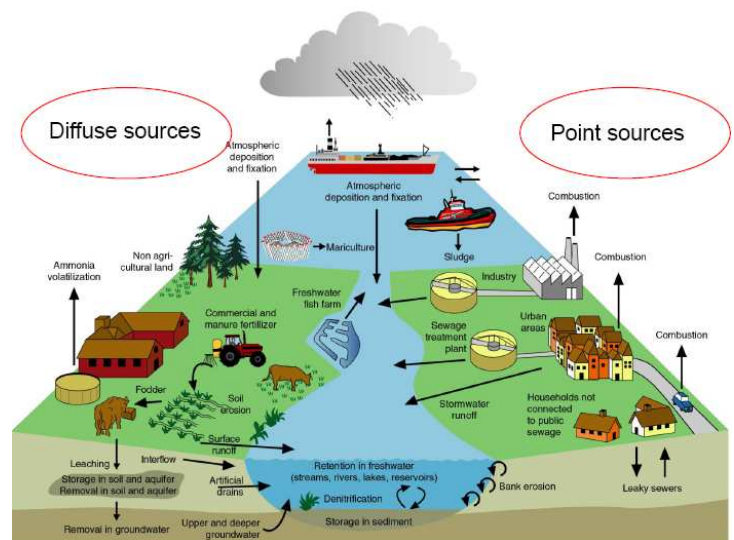
Distribución de las principales fuentes de nutrientes y tendencias mundiales de los sistemas agrícolas.

Elena Rodó

El exceso de las cargas de nutrientes como el nitrógeno y fósforo a partir de fuentes puntuales y no puntuales es considerado uno de los principales factores que afectan la calidad de las aguas superficiales y subterráneas (Kronvang *et al.* 2005), alterando los ciclos biogeoquímicos, teniendo un fuerte impacto en los ecosistemas (Struyf *et al.* 2004).

El aporte puntual de materia orgánica proveniente de vertidos domésticos e industriales constituye una de las perturbaciones más comunes de los ambientes acuáticos (Rabouille *et al.* 2001). Sin embargo, hoy en día las fuentes difusas, son consideradas la principal entrada de contaminación. Por tanto, constituyen uno de los principales factores en dañar la calidad ecológica de lagos, ríos, estuarios y aguas subterráneas (Jeppensen *et al.* 2007; Kronvang *et al.* 2005).

Además de los aportes externos, la descomposición de la materia orgánica aumenta la concentración de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo y reduce la concentración de oxígeno, condiciones que favorecen la eutrofización, principal problemática de los ecosistemas acuáticos tanto a nivel nacional (Scasso & Mazzeo 2000) como mundial (Hospers 1998, Jeppensen *et al.* 2007). Los efectos ambientales causados por la eutrofización son por ejemplo: reducción de la biodiversidad,



Picture 1: Point and non-point sources of nutrient, taken from Schoumans *et al.* 2011

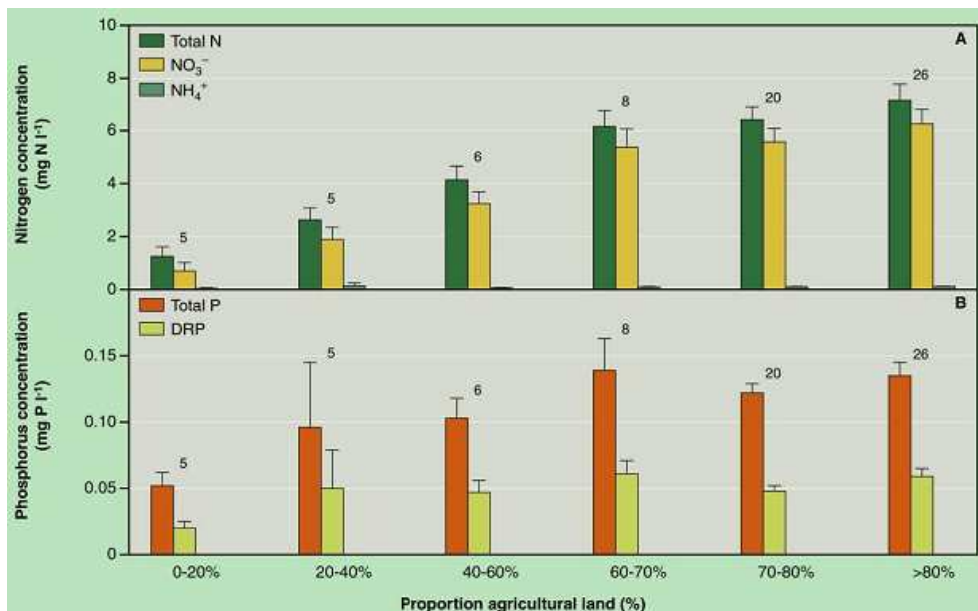
Figura 1: Fuentes puntuales y difusas de nutrientes, tomado de Schoumans *et al.* 2011

degradación de la calidad del agua, floraciones de algas, algunas de ellas tóxicas, que restringen los usos recreativos y dificultan la potabilización (Schoumans *et al.* 2011).

Principales fuentes de nutrientes

Dentro de una cuenca o sistema fluvial, diferentes sistemas de producción contribuyen a las cargas del ecosistema, por ejemplo: la industria, efluentes domésticos, aportes atmosféricos, agricultura, etc. (Schoumans *et al.* 2011).

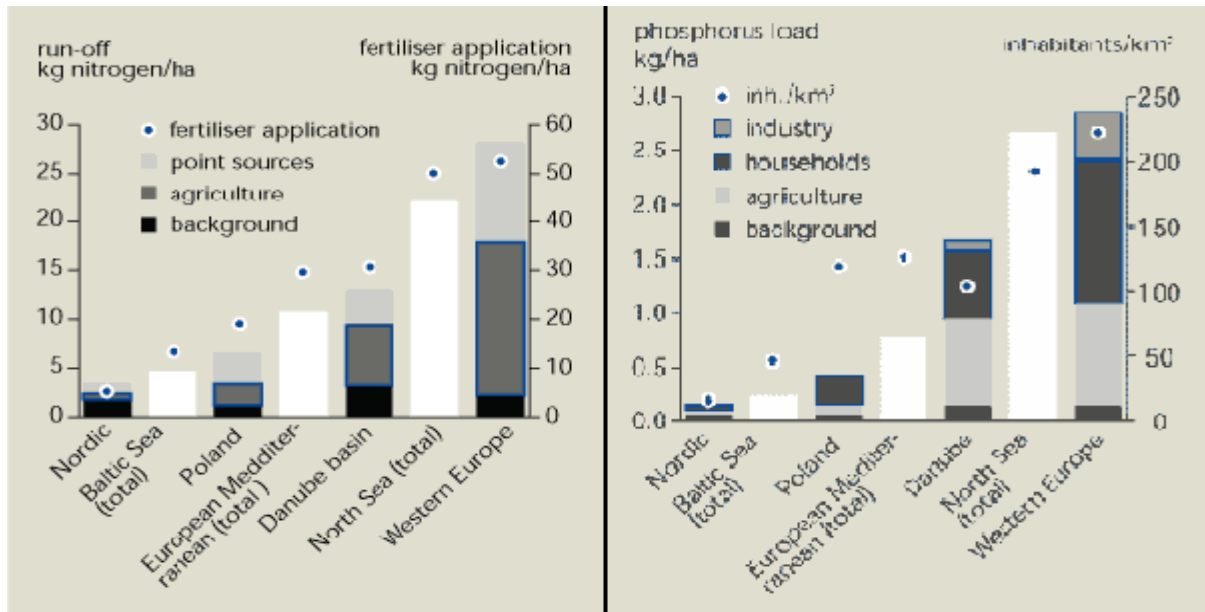
Los niveles de concentración de nitrógeno y fósforo observados en los sistemas acuáticos dependen del uso de la cuenca (figura 2). La agricultura tiene un papel principal en los aportes de nutrientes, como fuente difusa, aportando la mayoría de las cargas de nitrógeno y fósforo hacia los sistemas acuáticos (Jeppensen *et al.* 2007). Esta actividad representa aproximadamente el 62% de las cargas de nitrógeno de las aguas superficiales en Europa (desde un mínimo del 18% en Portugal a un máximo del 97% en Dinamarca) (Kronvang, com. pers.). Existe evidencia para varias cuencas de ríos europeos sobre los aportes de nitrógeno provenientes de la actividad agrícola, los cuales constituyen por ejemplo, el 54% del total de las cargas en el río Po, el 62% en el Río Vístula, el 57% en el río Elba y el 55% en el río Rin. (Jeppensen *et al.* 2007).



Picture 2: Nitrogen and phosphorus concentration levels in streams, taken from Brian Kronvang Lecture I, Nutrient Cycling, Modelling and Management from Field to Catchment Scale Course, November 2011.

Figura 2: Niveles de concentración de nitrógeno y fósforo en arroyos, tomada de la Lectura I, de Brian Kronvang Lecture I, curso: Nutrient Cycling, Modelling and Management from Field to Catchment Scale Course, Noviembre 2011.

A su vez, el enriquecimiento de las tierras agrícolas y las potenciales aportes hacia las aguas superficiales son altamente dependientes de los sistemas de producción (ej: área del establecimiento, tipo de producción: ganado, cerdos, aves de corral, etc. y del tipo de la explotación de la tierra: pasturas, tierras de cultivo) presentes dentro de la cuenca (Schoumans *et al.* 2011). En la figura 3, se observan las contribuciones de



Picture 3: Nitrogen and phosphorus runoff (total loss), fertilizer application and population density in selected European areas between 1988 and 1996 (Source: EEA-ETC/IW) taken from Schoumans *et al.* 2011)

Figura 3: Escorrentía de nitrógeno y fosforo (pérdida total), aplicación de fertilizante y densidad de población en seleccionadas áreas de Europa entre 1988 y 1996 (Fuente: EEA-ETC/IW). Tomado de Schoumans *et al.* 2011)

nitrógeno y fósforo de los sistemas de producción más importantes (Schoumans *et al.* 2011).

La agricultura intensiva y la producción ganadera que caracteriza gran parte de Europa, ha dado lugar a importantes pérdidas de N en los suelos y a la eutrofización de los cuerpos de agua (Kronvang *et al.* 2008). En zonas con agricultura intensiva, el escurrimiento de nitrógeno es 5 veces mayor y con frecuencia más de 10, que en zonas forestadas. Con respecto al fosforo, los aportes de esta misma actividad se acercan al 50% de la pérdida de fósforo total (Schoumans *et al.* 2011).

En la actividad agrícola cuanto mayor sea la aplicación de fertilizantes mayor será el aporte de nutrientes (Schoumans *et al.* 2011). El tipo de cultivo, el sistema aplicado y el manejo de los predios determinará la rotación de los cultivos y por tanto, la aplicación de nutrientes y los aportes hacia las aguas superficiales y subterráneas.

Los campos reciben nitrógeno y fósforo de diferentes maneras, como ser: la aplicación de fertilizantes (orgánicos y químicos), los aportes atmosféricos y los rastros de cultivos. La cantidad de nutrientes en los sistemas agrícolas está controlada por (Schoumans *et al.* 2011):

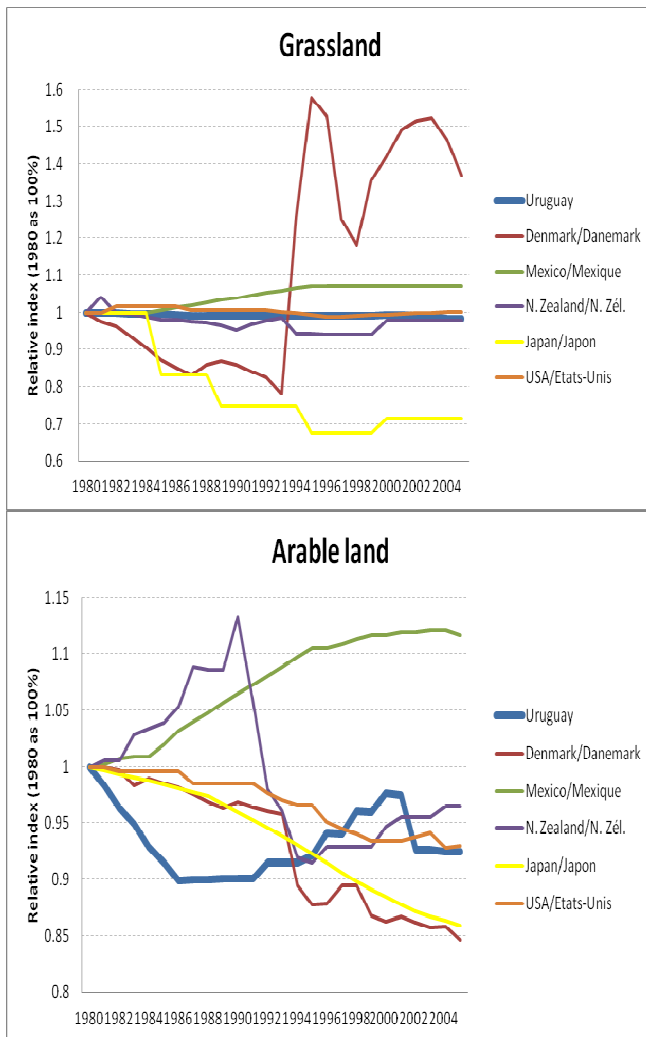
- 1) la cantidad y forma de los nutrientes aplicados,
- 2) la incorporación de nutrientes por el cultivo,
- 3) la cantidad y los nutrientes presentes en el campo (concentración background),
- 4) las condiciones climáticas y cantidad de agua disponible,
- 5) la capacidad de la tierra para inmovilizar los nutrientes. Capacidad que depende en gran medida de los procesos de degradación de la materia orgánica, adsorción, solubilización y la desnitrificación, que influyen en la liberación y la movilidad de los nutrientes.

Otro factor importante está es la hidrología de la cuenca, la cual determinará el transporte y consecuente destino de los nutrientes ya sea en el suelo o directamente hacia las aguas superficiales y subterráneas (Schoumans *et al.* 2011).

Tendencias Globales de las Prácticas Agrícolas

Desde la década de 1970 y principios de los 1980, comenzó una creciente preocupación por la intensificación de la agricultura a nivel mundial y sus consecuentes aportes de nutrientes a los sistemas acuáticos. A partir de lo cual, muchos países comenzaron a implementar diferentes restricciones, disminuyendo los aportes de fuentes puntuales, por ejemplo: los vertidos de detergentes fosfatados, logrando reducir más del 50% de las cargas. Estas medidas trajeron como resultado, un aumento en la contribución relativa de la agricultura a los aportes de nutrientes de las aguas superficiales y subterráneas (Schoumans *et al.* 2011).

Muchos países han implementado diferentes políticas y medidas de mitigación (Follet et al. 2008; Schoumans et al. 2011; Kronvang *et al.* 2005). Un ejemplo es el Marco Directivo del Agua (Water Framework Directive). Este tratado implica una reducción drástica en los aportes de nutrientes de las tierras agrícolas, con posibles implicaciones para la sustentabilidad del sistema agrícola a largo plazo, tanto desde el punto de vista económico como medioambiental (Jeppesen *et al.* 2007; Schoumans *et al.* 2011)



Picture 4: Agricultural trends since 1980 (arable and grassland), dates taken from FAO.

Figura 4: Tendencias agrícolas (pasturas y tierras de cultivo) desde 1980, información tomada de FAO.

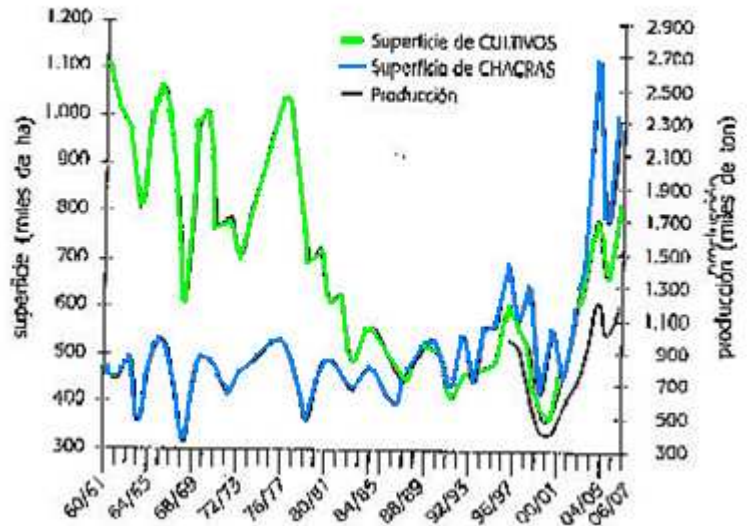
al., 2008).

A nivel global, existe una tendencia hacia el aumento de tierras cultivables y a mantener las tierras de pasturas. En la figura 4, se observan las tendencias de diferentes países (información tomada de FAO). Dentro del patrón observado Dinamarca, constituye una excepción, dado que tiende a aumentar las pasturas y disminuir las tierras de cultivo.

Este último presenta políticas medioambientales muy fuertes, implementando desde 1985 diferentes programas de mitigación, por ejemplo en los de los vertidos de nitrógeno provenientes de fuentes puntuales logrando reducir los aportes desde 1989-2003 en un 74%. Por lo que es considerado uno de los más exitosos de los países de la Unión Europea, en reducir los aportes de este nutriente (Bakkes et

Intensificación del uso de la tierra

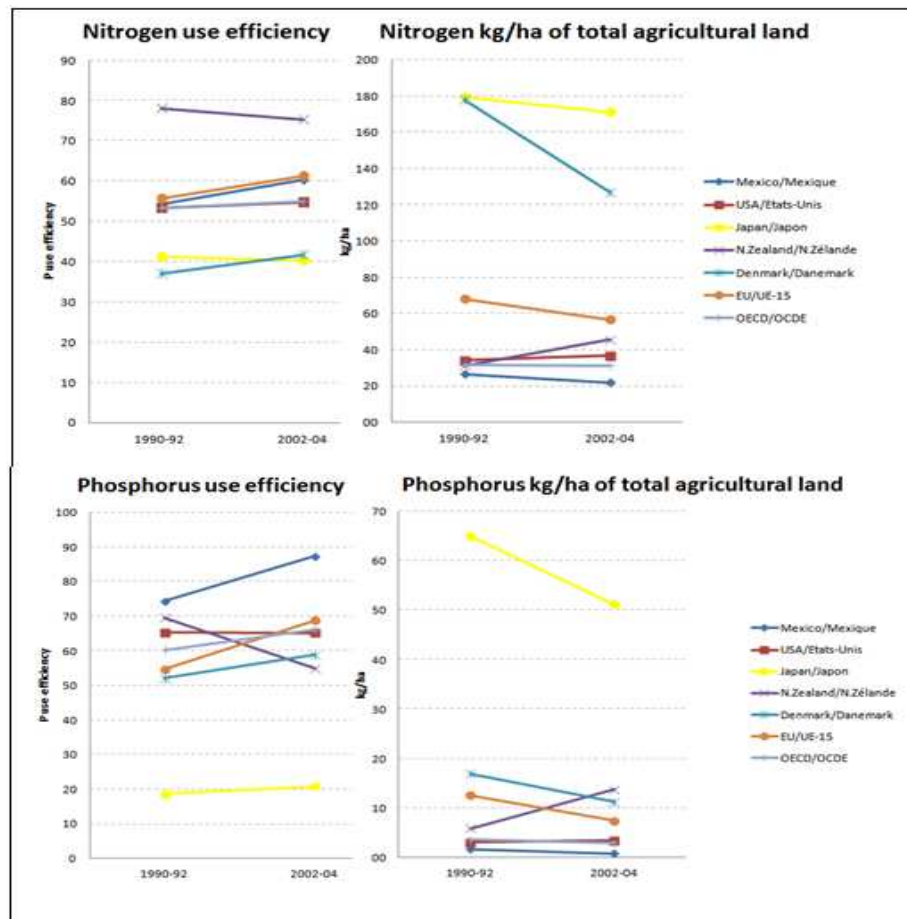
En el Uruguay en las últimas tres décadas se han reducido las tierras de cultivo en un 8% (información tomada de FAO). Sin embargo, en las últimas décadas se ha venido produciendo un proceso de concentración e intensificación del uso de la tierra (figura 5), lo cual ha provocado un aumento del uso de herbicidas y por tanto consecuencias ambientales importantes (PNUMA, 2009). Actualmente se consumen en el Uruguay más de 3,5 veces de fertilizantes nitrogenados y 4 veces más de fosforados que en 1980, lo que demuestra un aumento en la presión sobre el uso de la tierra (FAO; PNUMA, 2009). Esto se ha visto reflejado en la erosión de los suelos, aproximadamente un tercio de los productores de cultivos extensivos presentan problemas de erosión, los cuales pueden asociarse a “desaciertos en las medidas de manejo” (PNUMA, 2009).



Picture 5: imported pesticide per hectare cultivated and planted with soybeans, taken from the report of Environmental challenges and public politics, PNUMA, 2009.

Figura 5: paguicida importado por hectarea cultivada y superficie sembrada con soja, tomado de informe Informe: Medio ambiente: desafios y politicas, PNUMA 2009

En cuanto al uso de fertilizantes, a nivel mundial se observan en algunos países como Dinamarca, Estados Unidos, etc., tendencias a disminuir el consumo de fertilizantes fosforados y nitrogenados (figura 6). Esta disminución se debe a un uso más eficiente, implementado a través de planes de manejo y políticas ambientales, lo que implica menos kg/hectárea de fertilizante (Schoumans *et al.* 2011, Follet *et al.* 2008).



Picture 6: Changes in the gross balance of nitrogen and phosphorus since 1980 and the efficiency use, information taken from FAO.

Figura 6: cambios en el balance neto de nitrógeno y fosforo desde 1980, información tomada de FAO.

Si bien se han desarrollado políticas medioambientales sobre todo a nivel de la unión Europea, logrando grandes reducciones en las descargas de fuentes puntuales, la calidad del aguas continúa deteriorándose debido a los aportes de fuentes difusas (Jeppesen *et al.* 2007), estas últimas son muy difíciles de cuantificar y por tanto de reducir. Por tanto, la eutrofización de los ambientes acuáticos sigue siendo uno de los problemas más importantes (Schoumans, *et al.* 2011).

La tendencia hacia a intensificación productiva implica aumentos en la capacidad de carga de los ecosistemas debido al aumento en por ejemplo: la presión de pastoreo, mayor uso de agroquímicos y mayor intensidad del uso de los suelos, debido a un aumento en los periodos con cultivos en vez de realizar rotación con pasturas (Informe Geo, 2008).

Por tanto, es necesario desarrollar una comprensión más holística de las dinámicas de los nutrientes, es decir, traslado, almacenamiento y transporte desde la escala del establecimiento a la escala de cuenca. Estos estudios son claves para el desarrollo de estrategias de recuperación, así como actuar como modelo en sistemas similares. La estimación de la entrada de nutrientes y el balance en los ecosistemas es una pieza fundamental en la mayoría de los programas de recuperación y preservación de la calidad del agua.

Dirigiendo la información hacia los usuarios finales, como por ejemplo los gestores de cuencas, políticos, etc., que deben ser capaces de implementar estrategias costo-efectivas de mitigación para reducir los aportes agrícolas (Kronvang *et al.* 2005) Este tipo de medidas deberían ser de tomadas en cuenta principalmente en aquellos países, que basan su economía en la actividad agrícola, como es el Uruguay.

Bibliografía

- Bakkes J.A., Bosch P. R., Bouwman A.F., Eerens H. C., Elzen M. G., Janssen P. H. M., Isaac M., Klein Goldewijk K., Kram T., Leeuw F., Olivier J. G. J., Oorschot M. M. P., Stehfest E. E., Vuuren D. P., Bagnoli P., Chateau J., Corfee-Morlot J. & Kim Y. G. 2008. Report 500113001: Background report to the OECD Environmental Outlook to 2030. Overviews, details, and methodology of model-based analysis. 185 pp.
- Follet R.F & H.L Hatfield. 2008. Nitrogen in the environment: Sources, Problems and Management. Elsevier Inc. 19-44pp
- Geo Uruguay, 2008, Informe del estado del ambiente. Direccion Nacional del Medio Ambiente, Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Centro Latino Americano de Ecología Social.350pp
- Hoesper H. 1998. Stable states, buffers and switches: an ecosystem approach to the restoration and management of shallow lakes in the Netherlands. Wat. Sci. Tech. 37: 151-194pp.
- Jeppesen E., Søndergaard M., Lauridsen T.L., Kronvang B., Beklioglu M., Lammens E., Jensen H.S., Köhler J, Ventelä A, Tarvainen M & István Tóth. 2007. Danish and

other European experiences in managing shallow lakes. *Lake and Reservoir Management*. 15pp.

- Kronvang B., Jeppesen E., Conley D.J., Søndergaard M., Larsen S.E., Ovesen N.B., & Jacob Carstensen. 2005. Nutrient pressures and ecological responses to nutrient loading reductions in Danish streams, lakes and coastal waters. *Journal of Hydrology*. 274-288pp.
- Rabouille C., Mackenzie F.T. & May Ver L. 2001. Influence of the human perturbation on carbon, nitrogen, and oxygen biogeochemical cycles in the global coastal ocean. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 65, No. 21: 3615–3641pp.
- Scasso F. & Mazzeo N. 2000. Ambientes acuáticos urbanos. En: *Perfil Ambiental del Uruguay/2000*. A. Domínguez y R.G. Prieto (eds.). Editorial Nordan-Comunidad. Montevideo. 205-218pp.
- Struyf E., Van Damme S., & Meire P. 2004. Possible effects of climate change on estuarine nutrient fluxes: a case study in the highly nitrified. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 60:649-661pp.
- Schoumans O. F (Ed.), Chardon W.J. (Ed.), Bechmann M., Gascuel-Oudou C., Hofman G., Kronvang B., Litaor M.I., Lo Porto A., Newell-Price P.& G. Rubæk. 2011. Commissioned by COST action 869: Mitigation options for nutrient reduction in surface water and groundwaters Project code: BO-12.07-009-001. Alterra Wageningen UR. 147pp.
- PNUMA, 2009. Informe Uruguay 2009, Medio ambiente: desafíos y políticas públicas. Material de difusión para el debate y la participación en torno a las políticas públicas

Capítulo 3

Concentración de nutrientes, tendencias mundiales y modelos de nitrógeno

Alfonsina López

El nitrógeno es uno de los nutrientes principales en la naturaleza. Su ciclo biogeoquímico es muy complejo dadas las variadas transformaciones entre los numerosos estados en los que se encuentra (Allan & Castillo, 2007), lo cual lo convierte en uno de los compuestos más móviles entre la atmósfera, los ambientes acuáticos y terrestres (Hatfield & Follet, 2008). La entrada de sedimentos y nutrientes frecuentemente se incrementa con la proporción de área urbana o agrícola en la cuenca hidrográfica (Allan et al. 1997, Strayer et al. 2003). Las modificaciones en el uso de la tierra en la cuenca generan cambios en la biogeoquímica del suelo y pueden alterar la entrada de sedimentos, materia orgánica y nutrientes (Allan et al. 1997), lo que a su vez puede tener consecuencias sobre procesos ecosistémicos, como la productividad primaria. La ganancia y pérdida de nutrientes se encuentra directamente relacionada con las cantidades de agua que se mueven hacia y desde el ecosistema, mientras que la actividad biogeoquímica dentro del sistema también está fuertemente influenciada por el régimen hidrológico. La producción agrícola intensiva promueve una mayor vulnerabilidad frente a las pérdidas de nutrientes desde las cuencas hacia las aguas superficiales. Además, la remoción de la vegetación ribereña derivada de la expansión agrícola usualmente produce un aumento en la carga de nutrientes que llega al curso de agua (Sponseller et al. 2001).

En los sistemas acuáticos la demanda biológica por nitrógeno y fósforo (N y P) es en muchos casos mucho mayor que su disponibilidad. Como consecuencia, estos elementos son quienes frecuentemente limitan la producción biológica. Las actividades humanas han alterado profundamente la dinámica del N y P, aumentando su disponibilidad en aguas superficiales y en muchos casos también subterráneas, provocando la eutrofización de lagos, ríos y zonas costeras de todo el mundo (Vitousek et al. 1997, Carpenter et al. 1998).

Impacto antrópico

La atmósfera constituye el mayor reservorio de nitrógeno dado que está compuesto en un 78% por nitrógeno gaseoso, N_2 (Hatfield & Follet, 2008). Tanto el ingreso como la salida de nitrógeno en el ciclo biogeoquímico del mismo, está mediado por reacciones enzimáticas llevadas a cabo por microorganismos procariontes. Este gas inerte, mediante mecanismos de fijación, es transformado a formas biológicamente activas. Antes de la revolución industrial, la

fijación del nitrógeno era básicamente de naturaleza bacteriana o minoritariamente, asociada a procesos volcánicos y climáticos (relámpagos). Sin embargo, con la creciente actividad antrópica la tasa total de formación de nitrógeno reactivo se ha incrementado en un 33 a un 55% (Howarth, 2008). Esto se explica a través de tres mecanismos principales: 1) aumento de la fijación biológica de nitrógeno asociada a la agricultura, 2) producción sintética de nitrógeno en fertilizantes agrícolas, y 3) generación de nitrógeno reactivo por quema de combustibles fósiles (Howarth, 2008). Por lo tanto, dadas las grandes alteraciones en el ciclo del nitrógeno, es de gran importancia y necesidad encontrar estrategias que permitan maximizar los beneficios y reducir a mínimo las consecuencias no deseadas (Galloway et al., 2008).

Cambio climático

Las proyecciones climáticas indican que la temperatura media global se incrementará en un 1.5 a 5.8°C para el año 2100 (Folland et al., 2001). Por otro lado, también se estima que aumentará la frecuencia e intensidad de las precipitaciones. El conjunto de estos cambios pueden alterar las condiciones hidrológicas y potenciar la movilidad y la dilución de componentes contaminantes (Poff et al., 2002; Whitehead et al., 2009). La conjunción de factores como el aumento de las temperaturas y mayores aportes de nutrientes favorecerán la frecuencia de eventos de floración de algas afectando la calidad del agua y generando serios problemas sanitarios (Poff et al., 2002; Bakkes et al., 2008). También se pronostican impactos adversos para la agricultura, el abastecimiento de agua y la producción de energía. Por lo tanto existe una necesidad inmediata de generar planes adecuados para adaptar las prácticas agrícolas actuales a un escenario climático futuro (Howdown et al., 2007).

Cuenca como marco de estudio

El funcionamiento de los ecosistemas acuáticos está determinado por los procesos que ocurren en su área de drenaje (Carpenter et al., 1998), por lo tanto los factores que determinan las pérdidas de nitrógeno por flujos de escorrentía, erosión y lixiviación están básicamente definidos al nivel de cuenca. Las características de la cuenca, las condiciones meteorológicas y la densidad de la red de drenaje determinan los flujos de descarga hacia los cursos de agua (Schoumans et al., 2011). Cambios temporales en la exportación de nutrientes y las concentraciones en los ríos y arroyos son sujeto de ciertos controles básicos como el clima, la disponibilidad de nutrientes y la actividad agrícola que afectan toda la superficie de drenaje (Pionke et al., 1999; Arheimer & Lidén, 2000). Las medidas de mitigación generalmente apuntan a controlar y reducir la concentración de nutrientes y los flujos de agua que son enriquecidos con nutrientes mediante el bloqueo de dichas vías o aumentando la capacidad buffer de los sistemas fluviales.

Agricultura

En una cuenca muchos sistemas productivos contribuyen a las cargas de nutrientes de los sistemas ecológicos (Schoumans et al., 2011), dentro de los cuales se pueden diferenciar dos tipos de fuentes principales: puntuales y difusas. Las fuentes puntuales (e.g. desechos industriales) son más simples de cuantificar a la hora de evaluar la proporción de nutrientes que ingresan a los cursos de agua. Sin embargo, las fuentes difusas presentan un grado de complejidad mucho mayor.

Las actividades agropecuarias representan las fuentes difusas de mayor significancia en términos de los balances de nitrógeno en los sistemas acuáticos (Howden et al., 2007; Hatfield & Follet, 2008). La continua y creciente demanda de productos agrícolas ha generado una intensificación y una expansión de la agricultura, y se proyecta que para el 2030 la misma deberá aumentar por lo menos un 10% para alimentar la población mundial (Bakkes et al., 2008).

La agricultura actual se caracteriza por utilizar grandes cantidades de fertilizantes nitrogenados para maximizar la producción (Hoffmann et al., 2000). La mayor proporción de los nutrientes aplicados son incorporados a las cosechas y otra fracción se volatiliza (como NH_3 , N_2 y NO_x). A su vez, dado que la eficiencia de estos fertilizantes no es del 100%, una porción de los mismos quedan como excedentes en el suelo, y mediante distintos procesos estas cargas de nutrientes se trasladan a los cursos de agua (Schoumans et al. 2011, Gao et al., 2004).

Precipitaciones

El régimen de precipitaciones, sujeto a un patrón estacional, determina el grado de escorrentía y los distintos flujos de agua (sobre y a través del suelo), que alimentan los sistemas acuáticos circundantes (Poff et al., 2002). Las corrientes de agua actúan como vehículo de los nutrientes que residen en la tierra hacia las aguas superficiales y subterráneas. Durante dicho transporte, los nutrientes interactúan con el ambiente y frecuentemente parte de estos son absorbidos o se volatilizan. Las vías principales de transporte de agua son: flujos superficiales, interflujos, flujos subsuperficiales, drenajes artificiales y filtraciones hacia aguas subterráneas.

En un panorama futuro, con regímenes de precipitación muy elevados para ciertas regiones del planeta (IPCC 2007), como sería el caso de países a altas latitudes y ciertas zonas de los trópicos, dichos flujos de agua serían significativamente alterados. Como resultado se incrementará la carga de componentes que se transportan desde el suelo hacia los cursos de agua. Frente a estos fenómenos, los planes de manejo y las medidas de control de nutrientes

deberían enfocarse en las entradas de nutrientes al sistema, como por ejemplo disminuir intensamente la aplicación de fertilizantes.

Modelo

La utilización de modelos constituye una herramienta muy útil para lograr conceptualizar, integrar y generalizar el conocimiento científico. Las aproximaciones que brindan permiten explorar las consecuencias del cambio ambiental y realizar pronósticos, ayudando al análisis de costo-beneficio para asistir y controlar el flujo de nutrientes hacia las aguas superficiales y subterráneas. En este capítulo se presenta un modelo que refleja las tendencias temporales en las concentraciones de nitrógeno de las aguas corrientes en distintos escenarios. Los parámetros que se tomaron en cuenta, a partir de los cuales se simularon diferentes situaciones fueron: precipitaciones mensuales, porcentajes de suelos arenosos y arcillosos, excedentes de nitrógeno, porcentaje de área drenada de la cuenca, temperatura mensual y porcentaje de tierras agrícolas en la cuenca.

Simulaciones y perspectivas

En general, los valores promedio indican que las concentraciones de nitrógeno total (NT) son superiores en suelos arcillosos (loamy soils) en comparación con los arenosos (sandy soils). También se muestra un patrón estacional muy notorio, con concentraciones de NT significativamente más bajas en el verano. Estudios previos han sugerido que este fenómeno se debe a la desnitrificación en los cursos de agua, a la reducción en la disponibilidad de nitrógeno debido a un aumento en la absorción y en la remoción por parte de los productores primarios, principalmente macrófitas (Heathwaite & Johnes 1996; Arheimer & Lidén 2000).

En ambas condiciones de suelo, el menor valor de NT se observa cuando la agricultura disminuye un 50%. Sin embargo, cuando dicha reducción es de un 10%, igualmente se registran valores apreciablemente inferiores en comparación con el año de referencia (baseline year). Gao et al. (2004) también encontraron que las fluctuaciones en las prácticas agrícolas era un factor fundamental en las variaciones temporales de pérdida de nutrientes.

El aumento de mayor magnitud de NT se observa cuando el exceso (surplus) de nitrógeno es un 50% mayor en ambos escenarios.

	Sandy	Loamy
Baseline year	5,47	6,01
10% AR	4,19	4,60
50% AR	2,84	3,12
10% SI	5,80	6,37
50% SI	7,32	8,04
10% SD	5,16	5,67
50% SD	4,09	4,49
10% PI	5,54	6,09
50% PI	5,83	6,40
10% PD	5,41	5,94
50% PD	5,13	5,64
+1°C	5,57	6,11
+5°C	5,93	6,52
-1°C	5,38	5,91
-5°C	5,02	5,51
10% AR, 10% SD	3,95	4,34
10% AR, 50% SD	3,13	3,44
10% AR, 50% SD, +5°C	3,40	3,73
10% AR, 50% SD, +1°C	3,08	3,38

Tabla 1 Valores promedios de nitrógeno total (NT) en mg/L para suelos arenosos (sandy) y arcillosos (loamy) para cada simulación del modelo.

Table 1 Average values for total nitrogen concentrations (NT) in mg/L for sandy and loamy soils for each simulated situation.

AR: Agricultural reduction/ Reducción de la agricultura; **SI:** Surplus Increase/ Aumento del excedente; **SD:** Surplus Decrease/ Reducción del excedente; **PI:** Precipitation Increase/ Aumento precipitación; **PD:** Precipitation Decrease.

El aumento en los excesos de nitrógeno generalmente se encuentra relacionado a las grandes cantidades de fertilizantes aplicados a las cosechas. Las políticas de manejo en muchos casos tienden a controlar estas cantidades estableciendo valores máximos de aplicación de fertilizantes en las diferentes legislaciones. Si se observan los valores de la Tabla 1 cuando el excedente (surplus) es reducido a la mitad, se verifica una considerable reducción en las concentraciones de nitrógeno. Por lo tanto, el recorte de las cantidades de fertilizantes aplicadas implica una estrategia eficaz para reducir la pérdida de nutrientes hacia los cursos de agua.

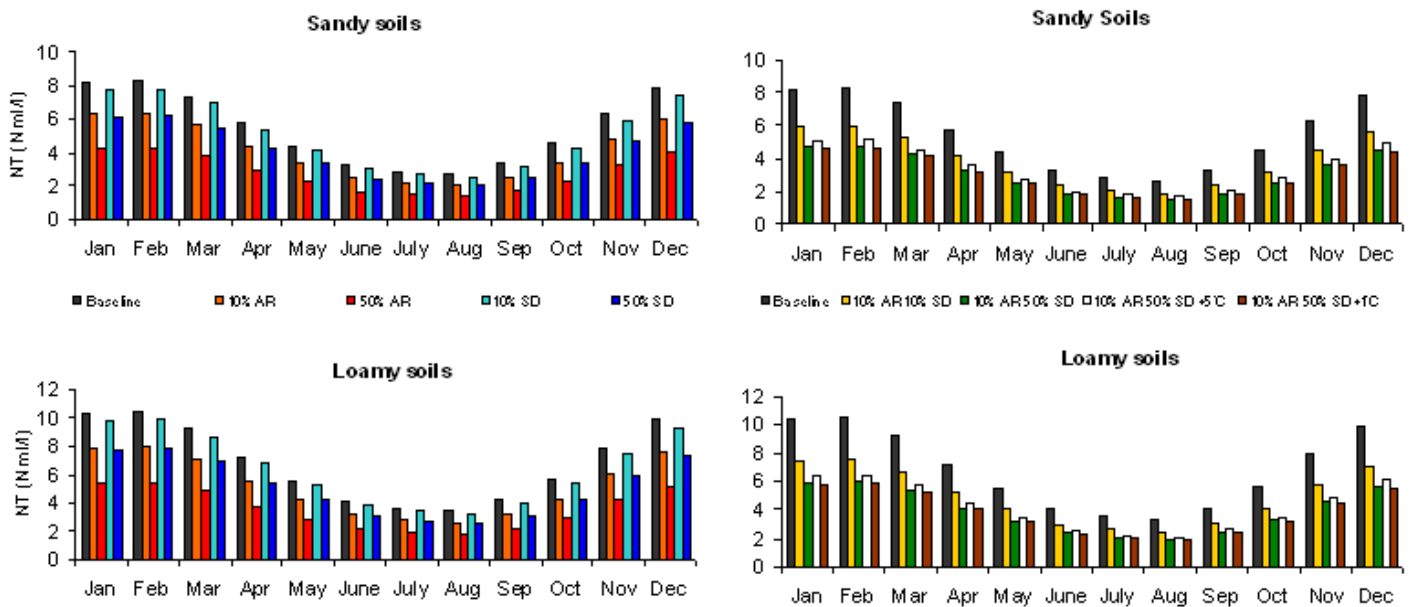


Fig. 1 Simulaciones de los cambios mensuales en la concentración de nitrógeno total (NT) en arroyos bajo distintos escenarios. La barra gris representa el año de referencia (baseline).

Fig. 1 Simulated monthly changes in streams' total nitrogen concentrations (NT) for different condition scenarios. The grey bar represents the reference year (baseline).

Según este modelo, las diferentes simulaciones en torno a las variaciones de precipitación y temperatura muestran que estos parámetros no serían muy significativos para las concentraciones de nitrógeno total, a diferencia de los efectos evidentes al reducir la extensión de tierras agrícolas. Sin embargo, dado que las predicciones respecto a un potencial aumento de la temperatura global son cada vez más probables, se simularon dos situaciones que toman en cuenta este fenómeno. Suponiendo que la agricultura disminuye un 10% y que los excedentes de nitrógeno se reducen a la mitad debido a estrictas políticas en la aplicación de fertilizantes, se observa que en un escenario más cálido (aumentando 1°C y 5°C) las concentraciones de nitrógeno disminuyen significativamente.

Este modelo brinda una herramienta relativamente sencilla para realizar primeras aproximaciones en las distintas tendencias en las concentraciones de nitrógeno en los cursos de agua, especialmente a la hora de generar las bases de un plan de manejo adecuado. Igualmente, este modelo debe ser comparado con otras proyecciones más complejas y robustas, que tengan en cuenta otras variables, e.g. capacidad de retención de los diferentes cultivos, aportes de nutrientes según el método de producción, pool de nutrientes del suelo, entre otras.

Bibliografía

- Allan, J.D., D.L. Erickson & J. Fay. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37: 149-161.
- Allan J. D. & Castillo M., 2007. *Stream Ecology. Structure and Function of Running Waters*. Second Edition. Springer.
- Arheimer B & Lidén R. 2000. Nitrogen and phosphorus concentrations from agricultural catchments – influence of spatial and temporal variables. *Journal of Hydrology* 227: 140–159.
- Bakkes J.A., Bosch P. R., Bouwman A.F., Eerens H. C., Elzen M. G., Janssen P. H. M., Isaac M., Klein Goldewijk K., Kram T., Leeuw F., Olivier J. G. J., Oorschot M. M. P., Stehfest E. E., Vuuren D. P., Bagnoli P., Chateau J., Corfee-Morlot J. & Kim Y. G. 2008. Report 500113001: Background report to the OECD Environmental Outlook to 2030. Overviews, details, and methodology of model-based analysis. 185 pp.
- Carpenter S.R., Caraco NF, Howarth RW, Sharples AN & Smith VH, 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8: 559-68.
- Folland, C.K., Karl T.R., Christy J.R., Clarke R.A., Gruza G.V., Jouzel J., Mann M.E., Oerlemans J., Salinger M.J. and Wang S.W.. 2001. Observed Climate Variability and Change. In: *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Houghton, J.T., Ding Y., Griggs D.J., Noguer M., van der Linden P.J., Dai X., Maskell K., and Johnson C.A. (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 881pp.
- Galloway J. N., Townsend A. R., Erisman J. W., Bekunda M., Cai Z., Freney J. R., Luiz Martinelli L. A., Seitzinger S. P. & Sutton M. A. 2008. Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. *Science* 320: 889-892.
- Gao C., Zhu J. G., Zhu J. Y., Gao X., Dou Y. J. & Hosen Y. 2004. Nitrogen export from an agriculture watershed in the Taihu Lake area, China. *Environmental Geochemistry and Health* 26: 199–207.
- Hatfield J.L. & Follet R.F. 2008. *Nitrogen in the environment: Sources, Problems and Management*. Elsevier.
- Heathwaite AL, Johnes PJ. 1996 Contribution of nitrogen species and phosphorus fractions to stream water quality in agricultural catchments. *Hydrological Process* 10: 971–983.
- Hoffmann C. C., Rysgaard S. & Berg P. 2000. Denitrification rates predicted by nitrogen-15 labelled nitrate microcosm studies, in situ measurements, and modeling. *Journal of Environmental Quality* 29: 2020–2028.
- Howarth R. W. 2008. Coastal Nitrogen Pollution: A review of source and trends globally and regionally. *Harmful algae* 8: 14-20.
- Howden S. M., J. F. Soussana, F. N. Tubiello, N. Chetri, M. Dunlop & H. Meinke. 2007. Adapting agriculture to climate change. *Proceedings of the National Academy of Science* 4: 19691–19696.

- IPCC. 2007. Summary for policymakers. In: Solomon S., Qin D., Manning M., Enhen Z, Marquis M., Averyt K.B., Tignor M. & Miller H.L. (ed.) Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change, Cambridge University Press, UK & NY.
- Pionke H. B., Gburek W. J., Schnabel R. R., Sharpley A. N. & Elwinger G.F. 1999. Seasonal flow, nutrient concentrations and loading patterns in stream flow draining an agricultural hill-land watershed. *Journal of Hydrology* 220: 62–73.
- Poff N.L., M.M. Brinson & J. Day, John W. 2002. Aquatic ecosystems and global climate change: Potential impacts on inland freshwater and coastal wetland ecosystems in the United States. Pew Center on Global Climate Change. 45 pp.
- Schoumans O.F., Chardon W.J., Bechmann M., Gascuel-Oudou C., Hofman G., Kronvang B., Litaor M.I., Lo Porto A., Newell-Price P. & Rubæk G. 2011. Mitigation options for reducing nutrient emissions from agriculture. A study amongst European member states of Cost action 869. Wageningen, Alterra, Alterra-Report 2141. 144 pp.
- Sponseller RA, Benfield EF & Valett HM, 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 46: 1409-1424.
- Strayer, D.L., R.E. Beighley, L.C. Thompson, S. Brooks, C. Nillson, G. Pinay & R.J. Naiman. 2003. Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems* 6: 407-423.
- Vitousek PM, 1994. Beyond global warming: ecology and global change. *Ecology* 75:1861-1876.
- Whitehead P. G., Wilby R. L., Battarbee R. W., Kernan M. & Wade A. J. 2009. A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrological Sciences Journal* 54(1): 101-123.

Capítulo 4

Mitigation options in catchments –functioning of buffer strips and wetlands

Valentina Amaral

Las fuentes difusas de contaminación debido a la agricultura han sido nombradas como una de las fuentes mas importantes de contaminación en ríos y arroyos del mundo (World Resources Institute, 1992). Los contaminantes alcanzan los sistemas de agua mediante escorrentía producida ya sea por la irrigación o debido a las lluvias que lavan la tierra y los contaminates, sedimentos, nutriente y pesticidas, alcanzan los sistemas. Para mitigar este problema, la creación y restauración de humedales y buffer strips han sido recomendados en varios ríos del mundo, como por ejemplo en el Río Mississippi (Mitsch et al.2001, 2005a; Mitsch and Day, 2006).

Los buffer strips son zonas de vegetación que se interponen entre los campos y las corrientes de agua, de esta manera filtran el agua que abandona los cultivos, interceptando gran parte de los contaminantes. Por lo tanto, son una herramienta útil para reducir la contaminación debido a la agricultura (Dillaha et al., 1988). Los buffers strips han sido muy estudiados y ampliamente usados en el manejo de la contaminación proveniente de fuentes difusas. Esta diseñados para remover los sedimentos, nutrientes y pesticidas mediante absorción, depositación y filtración de los mismos (Dillaha et al., 1989). El efecto suele ser muy satisfactorio, con reducciones del 70 al 90% para la suspensión de sólidos (Abu-Zreig et al., 2003; Benoit et al., 2004), 60 al 98% para el fósforo (Duchemin and Madjoub, 2004) y del 70 al 95% para el nitrógeno (Parkyn, 2004).

Según Norris (1993) la eficacia depende de tres factores:

- las propiedades físicas del buffer (ej. ancho, tipo de pendiente, cobertura vegetal)
- las propiedades del contaminante en cuestión (ej. Tamaño de las partículas, formas de N ó P, las propiedades biofísicas de los plaguicidas, solubilidad en agua, vida media)
- la ubicación del BT (ej. Proximidad al la fuente de contaminación)

Zhang et al. (2010) realizaron una revisión bibliográfica de 73 estudios referidos a la remoción de contaminantes mediante BT. Copilaron la información para realizar un meta análisis para el diseño de BT tomando en cuenta los siguientes factores: ancho, pendiente, tipo de vegetación, flujo de contaminantes y % atrapado. Los resultados encontrados para el caso del ancho del BT se muestran en la figura 1, donde se puede observar la eficacia de remoción en función del ancho para cada contaminante. La mayor eficacia se encontró para los pesticidas con un 93.2 %, mientras que la menor se encontró para el fósforo (89.5%). En todos los casos se puede observar un aumento en la eficacia al aumentar el ancho del BT hasta alcanzar una eficacia máxima.

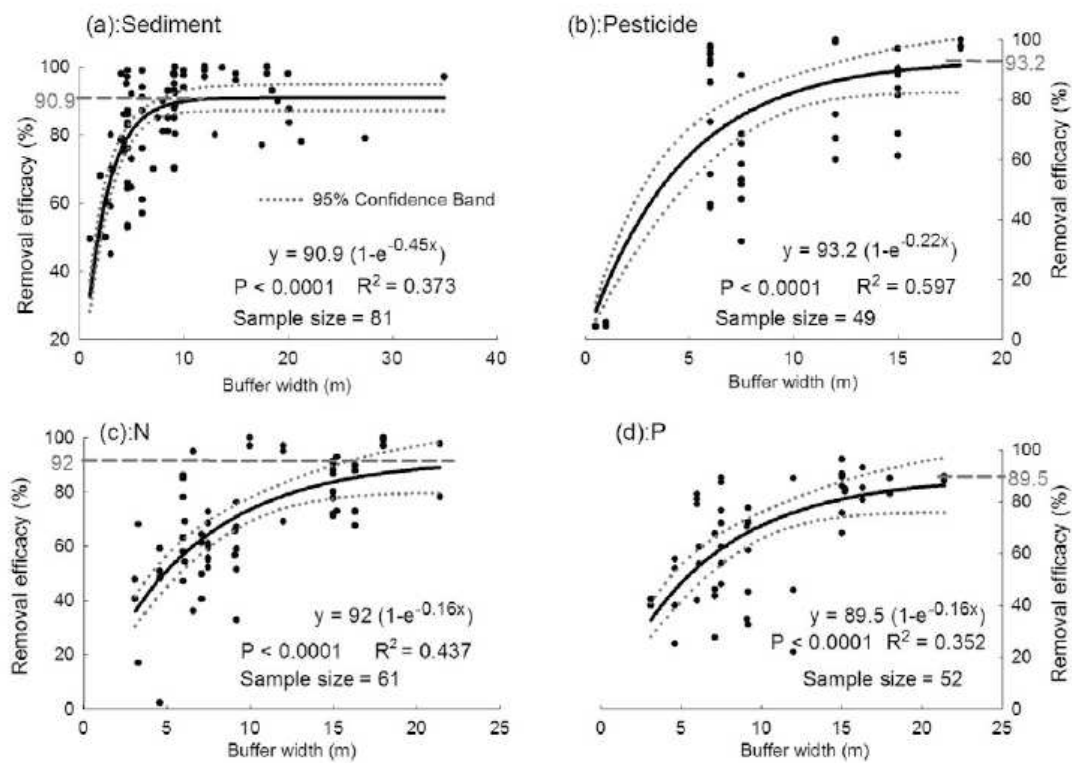


Fig.1. Pollutan removal efficacy versus buffer width for each pollutant. Black dots are data and lines are model predictions. Dotted lines indicate 95 % confidence bands. Details of the model are given in each figure for (a) sediment, (b) pesticides, (c) N, and (d) P.

Para el caso de la pendiente es de esperar que al aumentar ésta, aumente la velocidad de escorrentía y por lo tanto la eficacia de remoción (Fig.2). Sin embargo, se observa un punto de inflexión donde la eficacia decrece al aumentar la pendiente, esto se debe al poco tiempo de residencia del contaminante en el buffer, impidiendo una remoción óptima.

Para el tipo de vegetación del BT los autores encontraron, que los BT compuestos solo de árboles o solo de hierbas remueven más sedimentos que la vegetación compuesta por ambos. Para el nitrógeno y el fósforo, la vegetación de tipo árbol tiene mayor eficiencia de remoción que los de hierbas o los de ambos.

De acuerdo a los resultados encontrados, los autores crearon un modelo que puede proporcionar información valiosa para la simulación de la eficacia de los BT a una escala de cuenca. Éste tipo de modelos se está convirtiendo en una herramienta útil para la toma de decisiones y la regulación para reducir contaminantes derivados de fuentes difusas. En la tabla 1 se muestra el % de eficacia de remoción para sedimentos, nitrógeno, fósforo y pesticidas de acuerdo a los factores mencionados anteriormente (ancho, pendiente y tipo de vegetación de los BT).

Tabla 1. Predicted pollutant removal efficacy.

		Predicted removal efficacy, %			
Buffer width =		5 m	10 m	20 m	30 m
Sediment	(a) Slope = 5%; mixed grass and trees	67	76	78	78
	(b) Slope = 5%; grass/trees only	82	91	93	93
	(c) Slope = 10%; mixed grass and trees	77	86	88	88
	(d) Slope = 10%; grass/trees only	92	100†	100	100
	(e) Slope = 15%; mixed grass and trees	58	67	68	68
	(f) Slope = 15%; grass/trees only	73	81	83	83
Nitrogen	(a) Mixed grass and trees/grass only	49	71	91	98
	(b) Trees only	63	85	100	100
Phosphorus	(a) Mixed grass and trees/grass only	51	69	97	100
	(b) Trees only	80	98	100	100
Pesticide		62	83	92	93

† If predicted values exceed 100, the value of 100 was assigned instead.

Además de los buffer strips, los humedales también se pueden utilizar para controlar la contaminación proveniente de fuentes difusas. En general, los suelos de los humedales ofrecen condiciones favorables para la desnitrificación, debido al alto contenido de carbono y los bajos niveles de oxígeno que presentan (Vellidis et al., 2003). Lowrance et al. (1984, 1985) y Peterjohn & Correll (1984) demostraron que los ecosistemas ribereños de la costa en las cuencas agrícolas son excelentes sumideros de nutrientes que amortiguan la descarga de éstos provenientes de los agroecosistemas circundantes. Sin embargo, los humedales son sistemas sensibles y vulnerables y han sido destruidos o muy afectados por culpa de procesos industriales y de la intensificación agrícola. Por lo que se hace necesario un plan de restauración, creación y monitoreo de estas áreas de

importancia ecosistémico. Por ejemplo, una de las medidas adoptadas en Dinamarca para reducir la carga de nitrógeno en los sistemas acuáticos es restablecer los humedales, restaurar pozos de agua y lagos, así como las zonas húmedas conectadas a ellos, como prados húmedos y pantanos (Hoffmann et al. 2007). Se han elaborado programas de monitoreo para seguir el restablecimiento de los humedales. Los objetivos de este programa son: describir y cuantificar el uso de la tierra en las áreas antes del restablecimiento, controlar y calcular la eliminación de nitrógeno y por último describir las alteraciones biológicas en las comunidades en respuesta a la re-creación de estas áreas (Hoffmann et al., 2000 a).

En un trabajo reciente se estudió el efecto de restauración de un sistema de humedales ribereños en el transporte de nitrógeno y fósforo que entraba en el sistema proveniente de tierras altas adyacentes de producción agrícola, que incluía aplicación de abono (Vellidis et al. 2003). Se observó que las concentraciones de nitrógeno y fósforo eran significativamente superiores en la entrada del sistema, en comparación con las encontradas a la salida. Las tasas de retención y eliminación de distintas formas de nitrógeno variaron desde 78 % para el nitrato y 52% para el amonio. Para el fósforo disuelto (DRP) y para el fósforo total se registró una tasa de retención del 66 % (Vellidis et al., 2003).

Sin embargo, el funcionamiento de los humedales restaurados para la retención de nitrógeno y fósforo son poco estudiados y esta falta de conocimiento es evidentemente un problema en la planificación de nuevos proyectos de restauración (Hoffmann et al., 2011). El monitoreo es una herramienta que permite a los responsables de un proyecto percatarse de cómo se aproxima la restauración a las metas establecidas y, en su caso, tomar las medidas correctivas necesarias (Callaway et al., 2001). En muchos casos no se cuenta con las herramientas necesarias para lograr que el sistema transite hacia el estado deseable que se planteó como meta. Además, en muchas ocasiones la variabilidad natural de los ecosistemas y la variación interanual de factores determinantes para la supervivencia de las plantas y otros organismos, como el clima, hacen que predecir los resultados de un esfuerzo de restauración en un sitio en particular sea una tarea muy difícil (Zedler y Callaway, 2000).

Se prevé que el cambio climático global acreciente la pérdida y degradación de muchos humedales y la pérdida o declinación de sus especies, y que al mismo tiempo dañe a las

poblaciones humanas que dependen de sus servicios; sin embargo, las proyecciones relativas a la amplitud de tales pérdidas y degradación o declinación no están aún claramente establecidas.

Bibliografía

- Abu-Zreig, M., Rudra, R.P., Whiteley, H.R., Lalonde, M.N., Kaushik, N.K. 2003. Phosphorus removal in vegetated filter strips. *J. Environ. Qual.* 32, 613–619.
- Benoit, P., Souiller, C., Madrigal, I., Pot, V., Re'al, B., Coquet, Y., Margoum, C., Laillet, B., Blanco-Canqui, H., Gantzer, C.J., Anderson, S.H., Alberts, E.E. 2004. Grass barriers for reduced concentrated flow induced soil and nutrient loss. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 1963–1972.
- Callaway, J. C., Sullivan, G., Desmond, J. S., Williams G. D., Zedler J. B. 2001. Assessment and Monitoring. En: J. B. Zedler (ed.). *Handbook for Restoring Tidal Wetlands*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Dillaha, T.A., Sherrard, J.H., Lee, D., Mostaghimi, S., Shanholtz, V.O., 1988. Evaluation of vegetative filter strips as a best management practice for feed lots. *J. Water Pollut. Control Fed.* 60, 1231–1238.
- Dillaha, T.A., Reneau, R.B., Mostaghimi, S., Lee, D. 1989. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Proceedings of the American Society of Agricultural Engineers*, 23, 513–519.
- Duchemin, M., Madjoub, R. 2004. Les bandes filtrantes de la parcelle ou bassin versant. *Vecteur Environ.* 37, 36–52.
- Hoffmann, C. C., S. Rysgaard, Berg, P. 2000. Denitrification rates predicted by nitrogen-15 labelled nitrate microcosm studies, in situ measurements and modelling. *Journal of Environmental Quality* 29, 2020–2028.
- Hoffmann, C. C., Baattrup-Pedersen, A. 2007. Re-establishing freshwater wetlands in Denmark. *Ecological Engineering* 30, 157–16.
- Hoffmann, C. C., Kronvang, B., Audet, J. 2011. Evaluation of nutrient retention in four restored Danish riparian wetland. *Hydrobiologia* 674, 5–24.
- Norris, V. 1993. The use of buffer zones to protect water quality: A review. *Water Resour. Manage.* 7, 257–72.
- Parkyn, S. 2004. Review of riparian buffer zone effectiveness. In: Ministry of Agriculture and Forestry Technical Paper No. 2004/05, Wellington, New Zealand.
- Mitsch, W.J., Day Jr., J.W., Gilliam, J.W., Groffman, P.M., Hey, D.L., Randall, G.W., Wang, N. 2001. Reducing nitrogen loading to the Gulf of Mexico from the Mississippi River Basin: strategies to counter a persistent ecological problem. *BioScience* 51, 373–388.

- Mitsch, W.J., Day Jr., J.W., Zhang, L., Lane, R., 2005a. Nitrate-nitrogen retention by wetlands in the Mississippi River Basin. *Ecol. Eng.* 24, 267–278.
- Mitsch, W.J., Day Jr. 2006. Restoration of wetlands in the Mississippi–Ohio–Missouri (MOM) River Basin: experience and needed research. *Ecol. Eng.* 26, 55–6.
- Lowrance, R., R.A. Leonard, L.E. Asmussen, and R.L. Todd. 1985. Nutrient budgets for agricultural watersheds in the southeastern Coastal Plain. *Ecology* 66,287–296.
- Vellidis, G., R. Lowrance, P. Gay, Hubbard, R.K. 2003. Nutrient transport in a restored riparian wetland. *J. Environ. Qual.* 32, 711–726.
- Lowrance, R.R., R.L. Todd, J. Fail, Jr., O. Hendrickson, Jr., R. Leonard, Asmussen, L. 1984. Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *Bioscience* 34,374–377.
- Peterjohn, W.T., Correll, D.L. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: Observation on the role of a riparian forest. *Ecology* 65,1466–1475
- Zhang, X., Liu, X., Zhang, M., Dahlgren, R.A., Eitzel, M. 2010. A review of vegetated buffers and a meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing nonpoint source pollution. *Journal of Environmental Quality* 39,76–84.
- Zedler, J. B., Callaway, J. C. 2000. Evaluating the progress of engineered tidal wetlands. *Ecological Engineering* 5, 211-22.

Discusión

La producción agrícola utiliza recursos naturales, transformando la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, alterando la capacidad de los mismos de proveer servicios medioambientales, también denominados servicios ecosistémicos. Los principales impactos y amenazas emergentes en el ambiente pueden resumirse en:

- Erosión y degradación de los suelos
- Pérdidas de especies nativas de la flora y fauna en áreas de ecosistemas naturales (ej.: praderas naturales, montes nativos, bañados, etc.)
- Contaminación de recursos hídricos.

Si bien, a nivel mundial se han desarrollado políticas medioambientales sobre todo a nivel de la Unión Europea, logrando grandes reducciones en las descargas de fuentes puntuales, la calidad de las aguas continúa deteriorándose debido a los aportes de fuentes difusas, dado a que estas últimas son muy difíciles de cuantificar y por tanto de reducir. Como consecuencia, el deterioro de la calidad del agua continúa siendo una de las problemáticas ambientales más importantes a nivel global.

Uruguay, al igual que otros países constituye un mal ejemplo, en cuanto al manejo y gestión de sus recursos naturales. No cuenta con un sistema de monitoreo adecuado, y por tanto carece de indicadores del estado de los ecosistemas terrestres y acuáticos, a nivel nacional que permitan evaluar y cuantificar los impactos tanto del cambio como de la intensificación del uso de suelo. El monitoreo de dichos indicadores y en conjunto con indicadores socio-económicos es clave para la planificación y ejecución de políticas orientadas al desarrollo sostenible. La estimación de la entrada de nutrientes y el balance de los mismos en los ecosistemas es una pieza fundamental en la mayoría de los programas de recuperación y preservación de la calidad del agua.

Las prácticas agrícolas representan la principal fuente en los balances de nitrógeno hacia los cursos de agua. Este nutriente es uno de los principales nutrientes responsables de la eutrofización de los ecosistemas acuáticos. Las proyecciones globales indican que la actividad agrícola continuara en aumento en las próximas décadas, acompañando el ritmo de crecimiento demográfico mundial. En este sentido, la utilización de modelos, que ayudan a conceptualizar, integrar y generalizar el

conocimiento científico, constituyen herramientas útiles para explorar las consecuencias del cambio medioambiental y realizar pronósticos, ayudando al análisis de costo-beneficio.

Tanto la bibliografía como los resultados del modelo presentado en el capítulo 3 de este reporte, sugieren que la agricultura es la principal fuente de nitrógeno hacia las aguas superficiales, lo que requiere lograr un balance entre la producción y los costos ambientales.

A partir de las tendencias encontradas para las simulaciones en las concentraciones de nitrógeno, se sugiere reducir un 10% la extensión de tierra utilizada para el cultivo. De esta manera, no solo se logra reducir apreciablemente las cantidades de nitrógeno, sino que también se generan nuevos sitios donde implementar sistemas que favorecen la retención de nutrientes, tales como buffer strips y humedales. Concomitantemente con la reducción en la agricultura se debería disminuir a la mitad la aplicación de fertilizantes nitrogenados.

Las proyecciones de un posible cambio climático cada vez son más robustas y evidentes. En este contexto se prevén cambios en la temperatura y en el régimen de precipitación a nivel mundial, por lo que existe una necesidad creciente en dar mayor énfasis en la adaptación de la agricultura hacia dichas perspectivas. Para esto se proponen diferentes medidas como por ejemplo: utilizar especies que sean más tolerantes a la temperatura; utilizar cantidades mínimas de fertilizantes y evaluar la época de aplicación, de forma de evitar la posible escorrentía y la lixiviación; desarrollar tecnologías más apropiadas para el riego; cambiar los tiempos de cosecha, etc.

La importancia y el diseño de los sistemas buffer (BT y humedales) son un aspecto clave en el manejo de la contaminación proveniente de fuentes difusas. Estos sistemas se cuentan entre los ecosistemas más productivos del planeta, que proveen de variados e importantes beneficios a la sociedad.

La intercepción de nutrientes por los buffer strips y los humedales es un componente importante en el control de la transferencia de éstos como fuentes de contaminación difusa. Los efectos de estos sistemas son el resultado de cuatro procesos:

1. Almacenamiento y captura de agua/sedimentos con nutrientes dentro del buffer
2. Absorción de agua y nutrientes disueltos por medio de la vegetación y la biota

3. Transformación biogeoquímica

4. Dilución

La eficiencia de cada sistema es variable y depende de la estructura y localización. El diseño de los buffers o creación de humedales debe estar correlacionado con las condiciones específicas del lugar (ej. topografía local, posición de acuerdo a la cuenca) (Correl, 2005). Los métodos y el monitoreo de estos también tienden a ser diferentes y la eficacia de remoción para los contaminantes varía según distintos parámetros (pendiente, ancho, tipo de vegetación) (Zhang et al. 2003). Por estas razones, la comparación entre distintos casos de estudio se hace difícil y es necesario un estudio específico de cada uno de ellos.

Algunas limitaciones de estos sistemas es que pueden existir en situaciones donde su sustentabilidad es incierta o con más de un efecto posible. Por ejemplo, puede existir una dinámica antagónica entre el fósforo y el nitrógeno, impactando otros compartimientos del ambiente. La anoxia en los sedimentos disminuye los valores de nitrato pero puede generar fósforo disuelto (Bidois, 1999). La liberación de fósforo ha sido observada en humedales con altos valores de nitrato (Paludan, 1995).

La consideración de los pros y contras existentes entre los distintos servicios de los humedales y la necesidad de cooperación entre sectores será fundamental en el diseño de acciones.

Conclusions

- It is necessary to develop a more holistic understanding of the dynamics of nutrients, ie, transfer, storage and transport from field to a catchment scale. A crucial part of this approach is an adaptation assessment framework that can be useful to equitably engage farmers, agribusiness, and policymakers who should be able to implement cost-effective strategies for mitigation to reduce agricultural losses.
- Strong trends in climate change are already evident. In this scenario there is an increasing need in adapt the methods of agricultural production, in order to develop planning strategies and the implementation of policies aimed to the sustainable development.
- As mitigation measures on agricultural practices, is suggested to reduce by 10% the amount of arable land in order to reduce nitrogen losses and create areas to install buffer strips and wetlands. Parallel to the agricultural reduction, fertilizer application should also be reduced by half.
- The landscape buffer is a key factor from field to catchment scale for diffuse pollutant management. Constructed wetlands are established with the principal aim to retain nutrients loss from neighboring agricultural fields through processes like denitrification, sedimentation and sorption. Buffer interception is an important component of the control on diffuse pollutant transfer. Once the buffer has retained contaminants or nutrients, other process may act to transform them.
- Where new buffers are being planned for landscape they should be correctly designed for site-specific conditions. The methods and duration of monitoring buffers also tend to be different. For these reasons, comparison between different cases of studies is difficult and requires a specific study of each them.