

Nutrient Cycling,
Modeling and
Management
from Field to Catchment
Scale

BUENO, CAROLINA.
MONTES, PABLO.
SABAJ, VIVEKA.

December 19th, 2011.

Montevideo, Uruguay.

TABLE OF CONTENTS.

Summary..... 1

Chapter I; Introduction..... 2

Chapter II: Trends in world agricultural systems and source apportionment of nutrients..... 4

Chapter III: Nutrient concentrations and trends in world rivers and modeling scenarios for nitrogen... 100

Chapter IV: Mitigation options in catchments, functioning of buffer strips and wetlands..... 18

Chapter V: Discussion.....18

Conclusions..... 33

Bibliography.....34

Appendix I.....38

SUMMARY.

Agricultural activities, as a diffuse source of contamination, is the main contributor of nutrients to the aquatic ecosystem due to the improper use of nitrogenous and phosphate fertilizers.

In order to measure the long term effects of these activities, and also consider the mitigation measures to apply, a mathematical model is an effective way of quantifying the effects of many environmental variables. There are specific mathematical models that can be used to identify the variable that with a small variation drastically affects the behavior of the ecosystem. Once this variable is identified, mitigation measures can be applied as a consequence of the model results, considering as a key factor the reduction of nutrient to the aquatic system from catchment scale.

As effective mitigation measures to achieve nutrient loss to the aquatic system, there are many that can be considered, as an example, we can mention wetlands (artificial and natural), buffer strips, catch crops and tillage, etc.

Dentro de una cuenca o sistemas de cuencas fluviales, hay diversas fuentes que contribuyen con la carga de nutrientes al sistema, por ejemplo, efluentes y emanaciones industriales, saneamiento urbano, zonas urbanas, agrícolas y deposición atmosférica directa (Neill *et al.* 2001). Considerando los principales nutrientes que contribuyen a la eutrofización de los sistemas acuáticos, nitrógeno y fósforo, el principal aporte proviene de la actividad agrícola. Por otro lado, fuentes puntuales como los hogares y la industrias también contribuyen al incremento de fósforo en los ecosistemas acuáticos (Schoumans *et al.* 2011, Schoumans & Oenema 2011, Kronvang *et al.* 2007).

Con respecto al nitrógeno (N), concentraciones elevadas de este nutriente en las aguas superficiales de Europa han sido relacionadas principalmente a las prácticas agrícolas modernas, en particular el uso de fertilizantes nitrogenados. Sin embargo, en algunos países y cuencas, la descarga de N proveniente de fuentes puntuales también tiene un aporte significativo a la carga total de N de los sistemas (Kronvang *et al.* 2008). No solo el nitrógeno ha tenido consecuencias sobre las aguas superficiales, en la actualidad existe una creciente preocupación por las pérdidas de fósforo (P) provenientes de zonas de producción agrícola en el momento de evaluar los problemas de contaminación por nutrientes en el ecosistema acuático (Kronvang *et al.* 2007).

La intensificación de las actividades agrícolas ha generado: enriquecimiento del agua con nitratos, fosfatos, pesticidas, metales pesados y antibióticos, cambios en los procesos biogeoquímicos del suelo que incrementan el aporte de material particulado y disuelto, erosión del suelo con pérdida de materia orgánica, compactación del suelo, pérdida en la biodiversidad como consecuencia de la destrucción o el disturbio del hábitat original, y cambios estructurales en el paisaje con disminución de la heterogeneidad (Schoumans & Oenema 2011; Schoumans *et al.* 2011b; Gascuel-Oudoux *et al.* 2011; Neill *et al.* 2001).

El aumento de exportación de nutrientes hacia sistemas acuáticos promueve la eutrofización, debido al incremento de productores primarios con posibilidad de ocurrencia de proliferación de algas tóxicas, aumento de turbidez, disminución de oxígeno y potencial mortandad de peces (Follet 2008).

Con el fin de mitigar la problemática de la alta concentración de nutrientes que se pierden a los sistemas acuáticos se aplican diferentes medidas de manejo. La carga de nutrientes por

contaminación puntual es fácilmente tratable localizando e implementando sistemas de tratamiento de efluentes, mientras que la contaminación difusa también precisa ser manejada (Dorioz *et al.* 2011).

Con el fin de comprender el ciclado de nutrientes en el ecosistema se aplican modelos matemáticos que permiten predecir su comportamiento e identificar las variables que afectan su funcionamiento (Andersen *et al.* 2005). De esta forma, constituyen una herramienta de gestión y son insumo para la elección de medida de mitigación para la reducción del aporte de nutrientes hacia sistemas acuáticos.

En Europa, los cursos de agua fueron modificados para control de inundaciones, drenado de área alledaña, navegación y otros (Kronvang *et al.* 2008). En Dinamarca, más del 98% de los ríos fueron modificados (Brookes 1987 en Hoffman & Baattrup-Pedersen 2007). Entre los impactos en los cursos de agua se encuentran: el canalizado, secado, eliminación de cobertura vegetal, aumento del ancho de los cursos de agua, etc. Estas modificaciones generan una reducción del tiempo de retención hidráulica y pérdida de capacidad de retención de nutrientes (Iversen *et al.* 1993 en Jeppensen *et al.* 2007). Por otra parte, la pérdida de humedales en Europa excede el 50%, la mayoría de los humedales fueron secados para aumentar tierras agrícolas, y también para desarrollo urbano, reforestación y uso de agua (Hoffman & Baattrup-Pedersen 2007), disminuyendo la capacidad de reserva de agua y de retención de nutrientes.

Las medidas de mitigación apuntan a reducir la carga de nutrientes proveniente de contaminación puntual y difusa hacia sistemas acuáticos. En Europa, además del tratamiento de efluentes y reducción de emisiones a la atmósfera se implementaron medidas que están dirigidas a restricciones y almacenamiento de abonos y fertilizantes, a lo que Dinamarca le suma planes de reforestación y restauración de humedales (Kronvang *et al.* 2008).

Carolina Bueno.

Dentro de la cuenca, el principal aporte de nutrientes (nitrógeno y fósforo) a los sistemas acuáticos proviene de los sistemas agrícolas.

Con respecto al nitrógeno (N), concentraciones elevadas de este nutriente en las aguas superficiales de Europa han sido relacionadas principalmente a las prácticas agrícolas modernas, en particular el uso de fertilizantes nitrogenados. Sin embargo, en algunos países y cuencas, la descarga de N proveniente de fuentes puntuales también tiene un aporte significativo a la carga total de N de los sistemas (Kronvang *et al.* 2008). No solo el nitrógeno ha tenido consecuencias sobre las aguas superficiales, en la actualidad existe una creciente preocupación por las pérdidas de fósforo (P) provenientes de zonas de producción agrícola en el momento de evaluar los problemas de contaminación por nutrientes en el ecosistema acuático (Kronvang *et al.* 2007).

El enriquecimiento de las tierras destinadas a actividades agrícolas y pecuarias, y la potencial pérdida de nutrientes a las aguas superficiales, tienen una alta dependencia del tipo de producción que se realice (ej, lácteos, porcinos, explotaciones agrícolas etc.) (Schoumans *et al.* 2011, Kronvang *et al.* 2007, Kronvang *et al.* 2008).

Cambios en usos de tierras agrícolas según su producción

La presión de los productores para poder maximizar los resultados, ha tenido como consecuencia cambios en el uso de la tierra. Para poder evidenciar estos cambios a lo largo del tiempo, se determinó la cantidad de hectáreas destinadas a usos agrícolas y como estas fueron variando en el tiempo en varios países

Cultivos y pasturas

Considerando las tierras destinadas a pasturas, salvo Japón quien disminuyó la cantidad de hectáreas, y Dinamarca, que tuvo un gran aumento, la tendencia de los otros países fue a mantener constante o a aumentar levemente la cantidad de hectáreas destinadas a pasturas. En el caso de las tierras destinadas a cultivos, se observa que la tendencia de la mayoría de los países estudiados fue disminuir la cantidad de hectáreas con fines de cultivo, salvo México que aumentó un 12% (Figura 1).

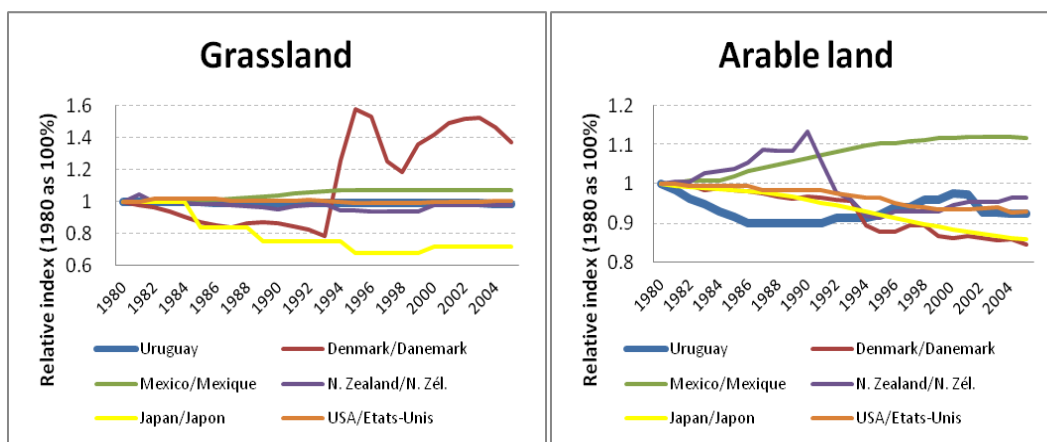


Figura 1. Cambios en el uso de tierras agrícolas en el periodo 1980-2004 en Uruguay, México, Japón, Dinamarca, Nueva Zelanda y Estados Unidos. *Changes in agricultural land uses for period 1980 – 2004 in Uruguay, Mexico, Japan, Denmark, New Zealand and United States.*

Ganadería

Considerando la ganadería de bovinos, Uruguay ha aumentado las tierras destinadas a su crianza en un 10%, manteniendo la tendencia al aumento al igual que Nueva Zelanda y México. Por otro lado, países como Dinamarca y USA han disminuido las tierras destinadas a este tipo de producción. Con respecto a la cría de ganado porcino, todos los países analizados disminuyeron las tierras destinadas a esta producción, salvo Dinamarca, donde se observó un sostenido aumento de las tierras utilizadas para este fin (Figura 2).

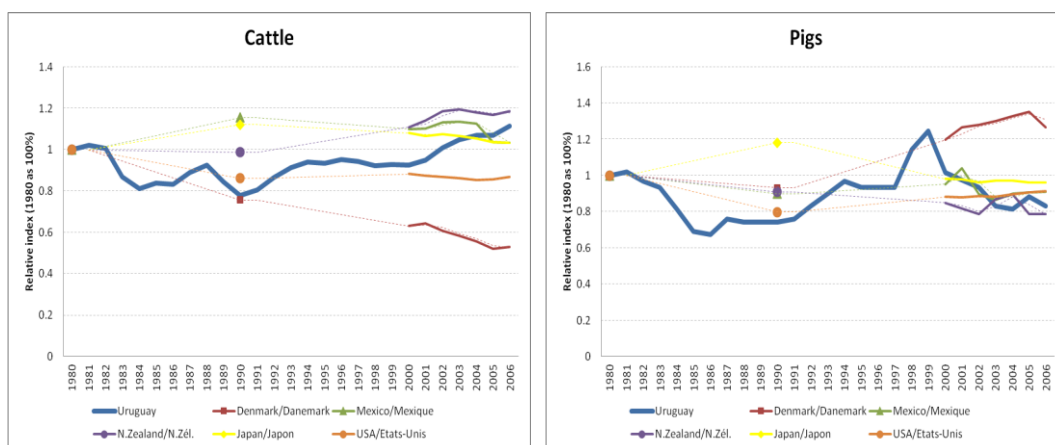


Figura 2. Hectáreas utilizadas para ganadería bovina y porcina en el periodo 1980-2004 en Uruguay, México, Japón, Dinamarca, Nueva Zelanda y Estados Unidos. *Hectars used for cattle and pings, period 1980 – 2004 in Uruguay, Mexico, Japan, Denmark, New Zealand and United States.*

Utilización de fertilizantes nitrogenados y fosfatados en sistemas agrícolas.

Las concentraciones elevadas de nitrógeno en las aguas superficiales de Europa se relacionan principalmente a prácticas agrícolas modernas, en particular las que implican el uso de fertilizantes nitrogenados (Kronvang *et al.* 2008). También los fertilizantes fosfatados tradicionalmente se han aplicado sin considerar las pérdidas de fósforo hacia el agua, ya que el P inorgánico es fijado en el suelo y sus pérdidas por lixiviación son muy pocas. El problema en este caso, es que las pequeñas cantidades de P inorgánico que pueden alcanzar los sistemas acuáticos, pueden tener importantes consecuencias en la calidad del agua de la cuenca (Leinweber *et al.* 2002).

Dada las consecuencias que implica el exceso de fertilizantes para los ecosistemas, se cuantificó la cantidad de fertilizantes que utilizaron diferentes países en el periodo 1980-2004 para evidenciar las tendencias en su uso (Figura 3).

Considerando la utilización de fertilizantes nitrogenados, la tendencia mundial es mantener constante su consumo, a diferencia de Uruguay, quien ha mantenido un constante aumento en su utilización hasta más de 3 veces la cantidad de toneladas utilizadas en 1980. Con

respecto a los fertilizantes fosfatados, la tendencia mundial en su uso, es un leve aumento comparando 2004 con 1980, aunque países como Estados Unidos, Japón, Dinamarca y los pertenecientes a la Unión Europea han disminuido su consumo, Uruguay y México han incrementado su consumo hasta en dos veces lo utilizado en 1980.

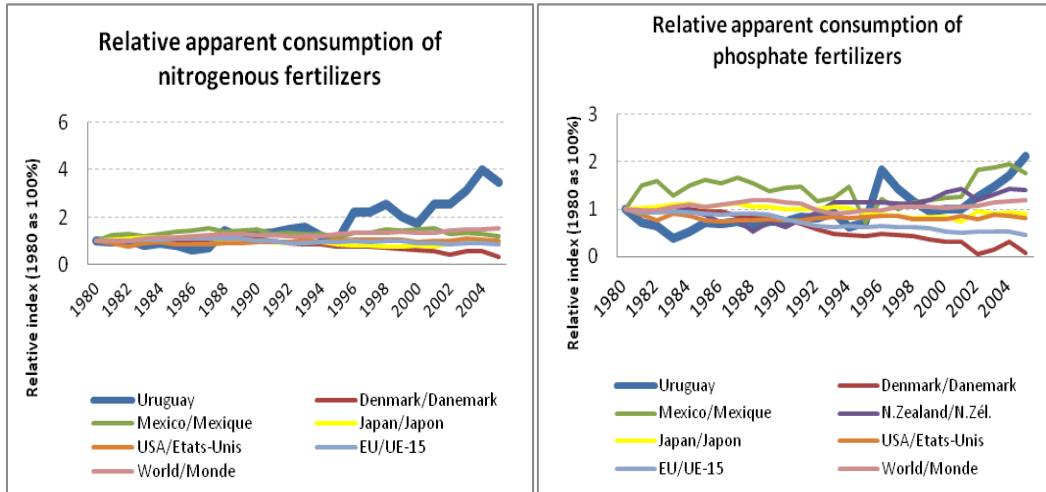


Figura 3. Tendencias en el consumo relativo de fertilizantes en el periodo 1980-2004. *Trends in consumption of fertilizers for period 1980-2004.*

El aumento en el consumo de fertilizantes, no implica necesariamente una variación en la eficiencia del uso de los mismos (Figura 4)

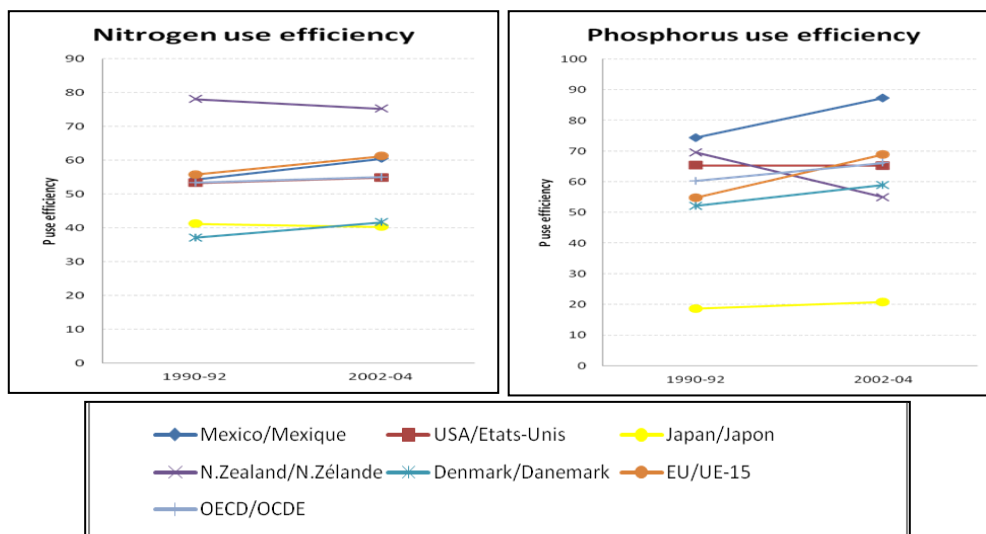


Figura 4. Eficiencia en el uso de fertilizantes comparando los periodos 2002-2004 con 1990-1992. *Efficiency using fertilizers comparing period 2002-2004 with 1990-1992.*

Caso de estudio – Cuenca del Río Eurajoki, Finlandia.

Distribución según las diferentes fuentes de nutrientes

La distribución según la fuente de nutrientes fue realizada en base a la exportación anual de nutrientes desde la cuenta, y considerando el promedio anual de retención de los mismos en las aguas superficiales para el periodo 1989-2000.

Las fuentes principales de nutrientes hacia la cuenca son: agricultura, industrial, deposición atmosférica, background yields, zonas urbanas y plantas de tratamiento de aguas residuales (Figura 5)

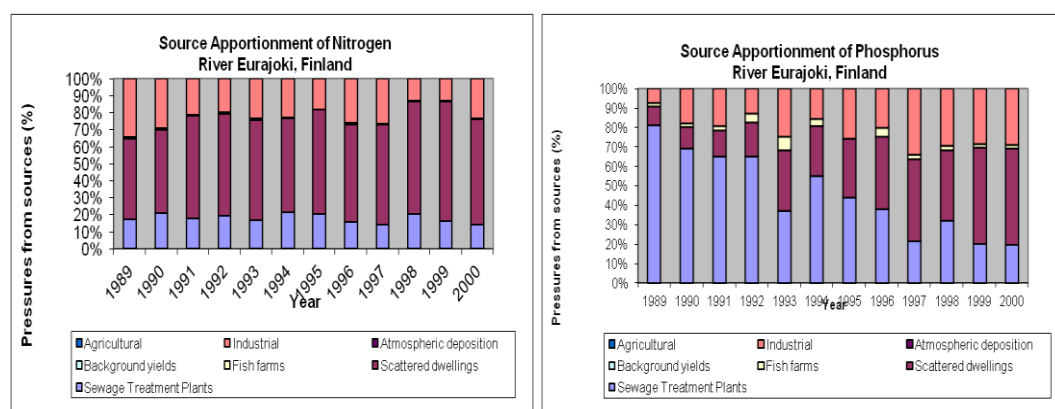


Figura 5. Fuente y distribución de total anual de nitrógeno (izquierda) y fósforo (derecha), exportado desde la cuenca. *Source apportionment of annual total nitrogen (left) and total phosphorus (right) exports from the catchment*

El modelo estacional de Kendall con ajustes en el flujo muestra que la cuenca del Eurajoki una creciente, pero no significativa tendencia a aumentar las concentraciones de fósforo y nitrógeno total durante el periodo 1985-2001.

La distribución de los aportes según la fuente mostró que las fuentes difusas representan el principal aporte de nutrientes a la cuenca, contribuyendo con el 80% del total del nitrógeno y

un 73% del total de las cargas de fósforo durante el periodo 1998-2000 (Kronvang *et al.* 2005 b).

Discusión

La tierra destinada a la agricultura es un factor clave en relación a la carga de nutrientes a las aguas superficiales de la cuenca, por lo que esta fuente difusa debe ser la primera a considerar cuando se realicen medidas de mitigación y planes de manejo.

La eficiencia en el uso de fertilizantes nitrogenados y fosfatados, siendo estos el principal aporte de las tierras agrícolas, no ha mejorado a lo largo del tiempo en todos los casos, lo que evidencia la necesidad de implementar mejores medidas de manejo y legislación adecuada a nivel de la cuenca para lograr una sustentabilidad a largo plazo.

Los distintos tipos de producción agropecuaria, y el uso de las tierras destinadas a dicha producción, tienen alta dependencia con el enriquecimiento de las tierras y la pérdida de nutrientes hacia a las aguas superficiales

Pablo Montes.

Nutrients are a basic requirement for life. Organisms take them from the environment in order to live, grow and maintain their metabolism. A first classification takes into account the quantity in which the nutrients are needed by the organisms (Kronvang & Graeber, 2011): macro-nutrients like carbon (C), hydrogen (H), oxygen (O), nitrogen (N), phosphorus (P), calcium (Ca), potassium (K) and some others; or micro-nutrients like iron (Fe), copper (Cu), zinc (Zn), boron (B) and many others.

This definition doesn't refer to their importance for the organism, in fact if micro-nutrients are lacking in the habitat, organisms won't grow.

Nutrients are moving through the different compartments of Earth in biogeochemical cycles, pathways by which the molecules move through the biosphere and the lithosphere, atmosphere, and hydrosphere (Filipelli, 2008; Kronvang & Graeber, 2011). When the human activities alter the processes and fluxes of these cycles, the reservoir concentrations change, locally or globally (Filipelli, 2008, Jeppesen *et al.*, 2009; Jeppesen *et al.*, 2011; Kronvang & Graeber, 2011).

Pollution is the introduction of elements, compounds or energy into a natural environment that causes instability, disorder or harm to the ecosystem. Pollutants can be either foreign or naturally occurring contaminants. Pollution is often classified as point source, originated in a single identifiable source, or as nonpoint or diffuse source pollution, originated from sources that can't be tied to a specific location (Kronvang & Graeber, 2011).

In rural environments, fertilizers and manure and urine are the major non-point-sources of nitrogen and phosphorus, increasing nutrient inputs to ecosystems. They may seriously affect the environment and the organisms when they accumulate in high concentrations in a waterbody, by the process known as eutrophication, overproduction of organic matter that gives rise to blooms of algae, oxygen depletion and changes in ecosystem structure (Kronvang & Graeber, 2011; Schoumans *et al.*, 2011).

The level of nutrients in rivers and lakes is influenced by several natural factors such as catchment geology, rainfall and river flow patterns.

The capability of rivers to export nutrients is controlled by water discharge, which is a function of climate and catchment characteristics as topographic relief, water retention properties of the soils and geologic structure. The hydrologic cycle controls the timing and volume of freshwater delivery to coastal ecosystems.

Monitoring nutrient levels helps to understand land-use influences on water quality, the ecology of aquatic ecosystems and improves our knowledge about all the processes involved. It also gives information to improve agricultural practices and take better policy measures (Andersen et al., 2005; Kronvang & Graeber, 2011).

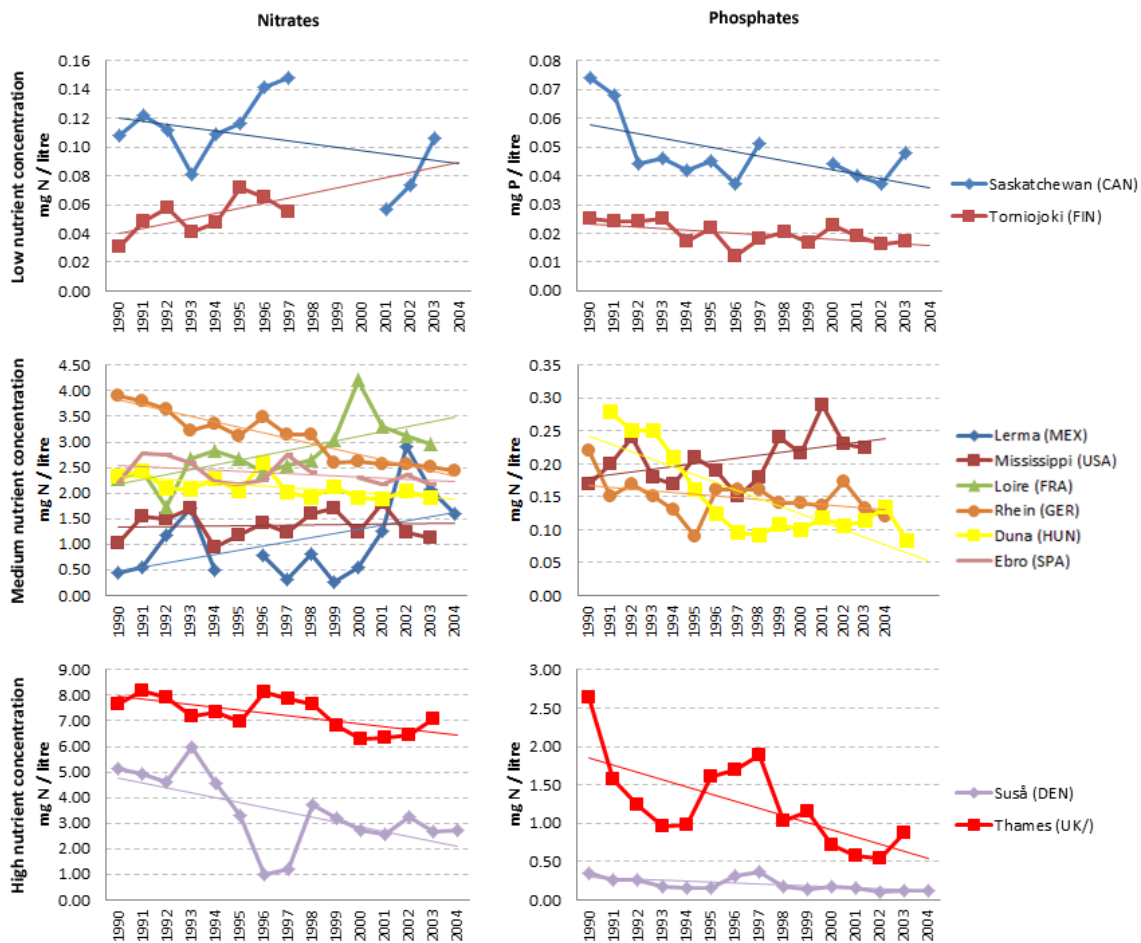


Figure 1. Time plots of mean annual nutrient concentration covering the period between 1990 and 2004. Left column show plots for mean annual nitrates concentrations and right column show plots for mean annual total phosphorus concentrations. Top row show plots for rivers in the lowest range of nutrient concentrations, middle row show plot for rivers with intermediate values, and, subsequently, the plots in the bottom row are those corresponding to rivers with higher concentration values.

Figure 1 shows the trends in nutrients in some rivers from around the world. There are six different time plots of mean annual nutrient concentration covering the period between 1990

and 2004. The left column shows plots for mean annual nitrates concentrations and the right column shows plots for mean annual total phosphorus concentrations. Top row shows plots for rivers in the lowest range of nutrient concentrations, middle row shows plots for rivers with intermediate values, and, subsequently, the plots in the bottom row are those corresponding to rivers with higher concentration values.

A diversity of trends is observed in the period. Remarkably, those rivers in the upper limit of the range of concentrations analyzed, showed downward trends. There is not a clear pattern in the rivers included in the other two concentration ranges.

Thames river (from England) shows the highest values, ranging between 6 and 8 milligrams of nitrogen per litre of water (mgN/l). River Saskatchewan from Canada shows values ranging between 0.06 and 0.15 mgN/l and river Torniojoki from Finland shows the lowest nitrate concentration values, from 0.06 to 0.15 mgN/l. River Suså from Denmark shows diminishing values from 1993 to a minimum nitrate concentration in 1996, stabilizing around 3 mgN/l afterwards. These behaviour could be linked to changes in agricultural practices and environmental and water policies. The Mexican river Lerma, shows two peaks of 3 mgN/l in 1985 and 2002. River Loire from France has one concentration peak in 2000. Nitrogen concentration values for rivers Ebro, Duna and Mississippi are the most stable of the selected rivers. River Rhein, from Germany, shows intermediate concentration values and a clear downward trend.

Analyzing plots for total phosphorus concentrations in the right column we observe that, with exception of river Mississippi, all rivers show a downward trend. In the middle range plot, aren't included data from the rivers Lerma (Mexico), Loire (France), Ebro (Spain), because they data is out of range. River Lerma shows a maximum value in 2002 of 26.8 mgP/l, an outlier that makes us think about a mistyping error.

In **figure 2** are shown the average values of nutrient concentrations for the period under consideration. Thames river show highest nutrient concentration values for both nitrogen and phosphorus, while rivers Saskatchewan and Torniojoki show the lowest values.

Modeling.

Modeling is the process of generating abstract, conceptual, graphical and/or mathematical representations of reality (Kronvang & Graeber, 2011).

Ecosystem models provide an accurate representation of the current views of ecosystem structure and function. Useful ecosystem models allow to explore the views on which they are based and to identify future research needed for their improvement. They are transitory products of a iterative modeling process, useful for prediction of ecosystem function and management scenarios.

Ecosystem management must consider identification and regulation of the factors that control the energy flows and nutrient cycling, and with investigating their stability to perturbation, resilience and regulation.

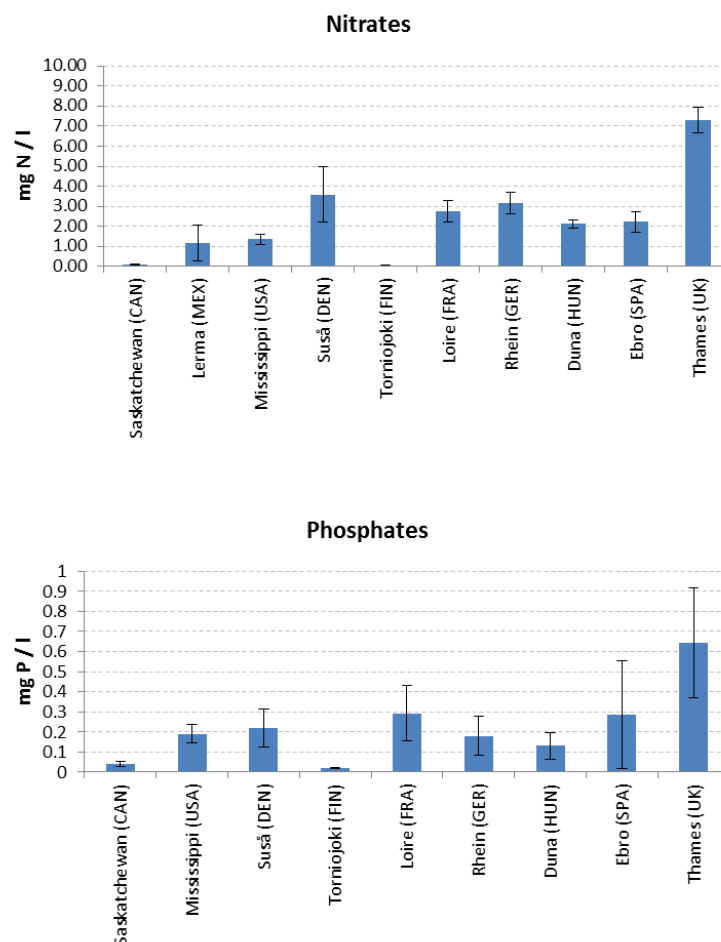


Figure 2. Mean annual nitrates and phosphates concentrations for the period between 1990 and 2004.

Models have uncertainties, generally due to data availability, routines and processes involved.

A main difference between models lay in how many parameters are estimated for the data set under consideration. Mechanistic models can be adjusted to the particularities of a specific data set, usually using a large set of parameters. The input data necessary to set up these

models are seldom available. When using empirical models, data requirements are considerably lower. Many parameters are estimated, fixed, and reused for every data set. Those parameters can be estimated more accurately. A possible problem is that the estimated parameters might not fit a particular data set well enough (Andersen *et al.*, 2005; Kronvang & Graeber, 2011).

To model N concentrations in two catchments with different soil types (sandy or loamy soils) we will use the following empirical model:

$$\text{TN (mg N/l)} = 1.215 * \text{EXP}(-0.3735 + 0.01874 * \%AL + 0.0009559 * \%SS + 0.005814 * \text{NSurplus} + 0.003615 * \%DA + 0.001772 * \text{MMPrec} + 0.011726 * \text{MMTemp})$$

Where: %AL is the percentage of agricultural land in catchment, %SS percentage sandy soils in catchment, NSurplus is = N surplus (kg/ha), %DA is the drained area in catchment, MMPrec is the mean monthly precipitation (in mm) and MMTemp is the mean monthly temperature (in °C).

Given the model and a baseline (%AL=70%, %SS=80%, NSurplus=100 kg/ha, %DA=10%, MMPrec=72 mm and MMTemp=8.8 °C), figure 3 show different scenarios of monthly nitrogen concentrations two waterbodies with different soil types, in response to changes in the initial conditions.

The factor with the strongest effect is the percentage of agricultural land. A potential reduction of 50% in the agricultural land could involve a reduction close to 50% in the nutrient load. Effects are asymmetric. A 50% increase in the nitrogen surplus could produce a 34% increase of the nutrient concentration in the system, but a 50% decrease only reduces nitrogen concentration by a 25%. Similar change in precipitation could change nitrogen load in 7%, and a variation of 5 °C could change the nutrient concentration in a percentage of 8 to 9%.

Discussion.

The pressures on countries to improve their environmental management systems will increase in coming decades in the form of trade sanctions or awards (opening of markets, payment for environmental services and others). Environmental controls on products and processes will be global.

The criteria for water quality and biological integrity measures are part of the determination of the ecological integrity of the aquatic system. Regarding the quality of water there are different approaches. Among others, nutrient concentration criteria establish limits for different nutrient concentrations.

Ecosystem “filters” (forests, grasslands, wetlands, lakes, ponds, rivers, streams and riparian zones) act as regulators between anthropogenic processes (increased pressure from land use, livestock intensification, deforestation, desertification, pollution, etc.) and ecosystem services (food production, raw materials, climate regulation, gas, flow regulation, water purification, carbon sequestration, nitrogen fixation, erosion control, provision of habitat, recreation, cultural heritage, etc.).

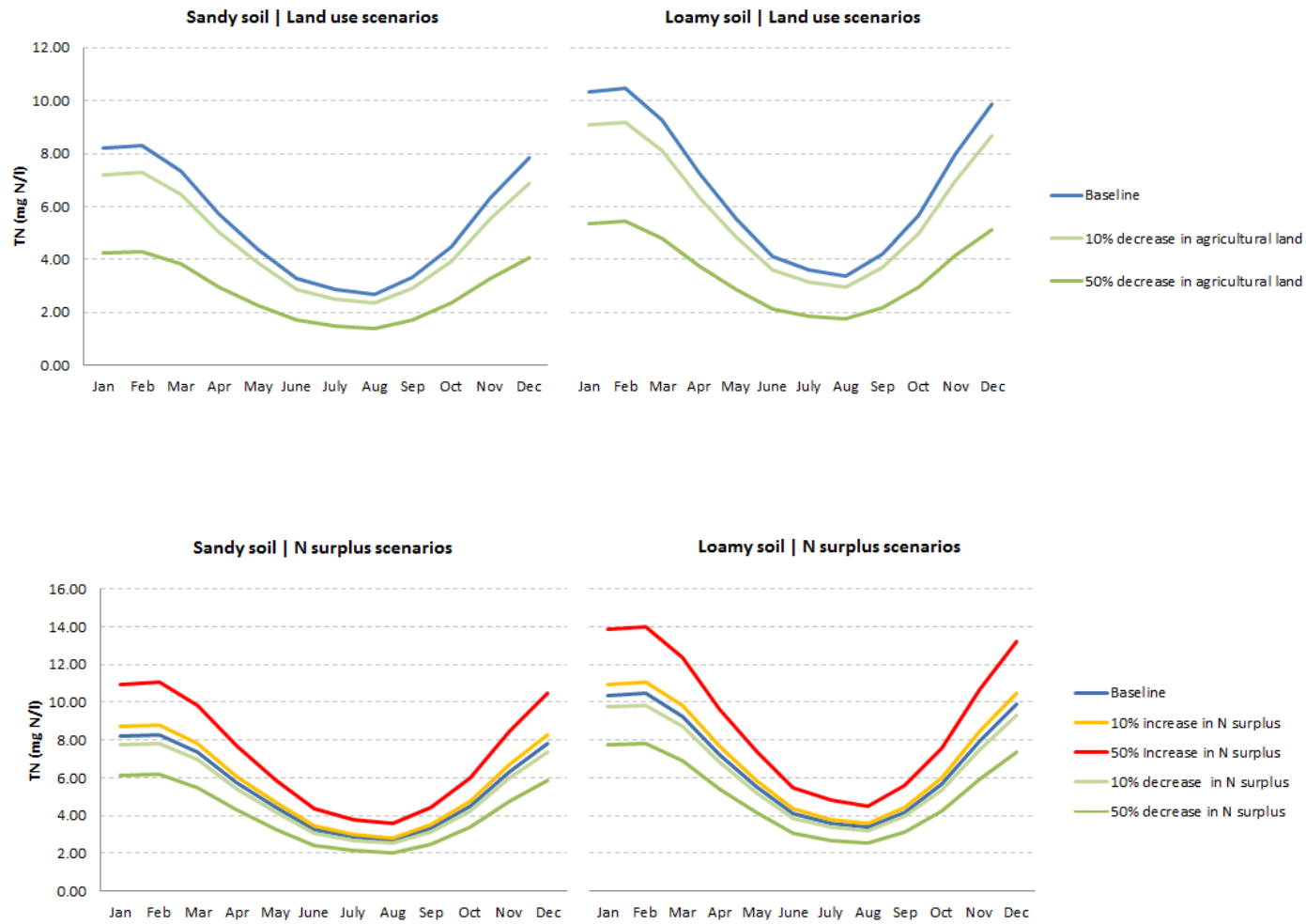
Possible measures to mitigate the impact of nutrient pollution and waste are: precision agriculture, rational fertilization (mode, time and release time), proper design of facilities, effluent treatment, cultures of high extraction, nutrients better balance. Jointly, possible measures to reduce erosion and degradation of soil are: reduced tillage, crop rotation, introduction of grassland plowing respecting the contour alley cropping, planting wind protection barriers.

Decision making is the process by which a choice is made between options or ways to solve different situations: is basically an option to choose among the available, in order to solve a real or potential problem. To make a decision, whatever its nature, is necessary to know, understand, analyze a problem, in order to solve it.

Ecosystem management is a kind of social contract that should keep the balance between the national government (which provides farm management policies, research and development, education, etc.), business (seeking financial gain) and the regional community (establishing regional strategies).

In ecosystem management, politicians and decision makers must consider identification and regulation of the factors that control the energy flows and nutrient cycling, and must realize the importance of long term investigations about their stability to perturbation, resilience and regulation.

Continuous research is needed for model’s improvement and adjustment.



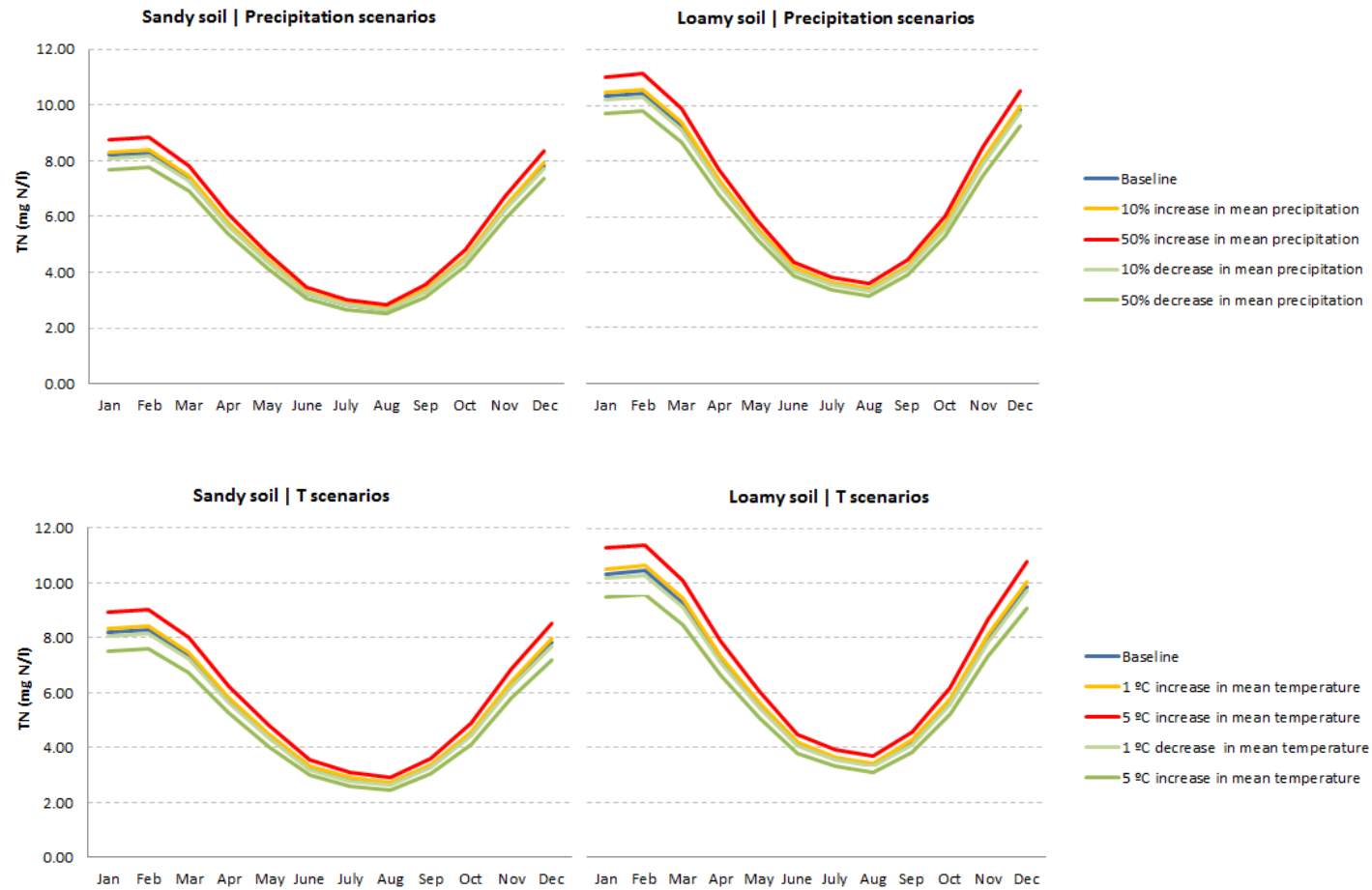


Figure 3. Different scenarios modelled for two different catchments. Input parameters are the same for both catchments except for the percentage of sandy soils (80% for sandy soil catchment and 20% for loamy soil catchment) and the drained area in catchment (10% and 90% respectively). In each graph is represented the baseline, or mean monthly nitrogen concentration values, and the different scenarios generated with the described parameter variations.

CHAPTER IV: MITIGATION OPTIONS IN CATCHMENTS, FUNCTIONING OF BUFFER STRIPS AND WETLANDS.

Viveka Sabaj.

Medidas de mitigación para reducir la carga de nutrientes a sistemas acuáticos

Las medidas de mitigación para evitar pérdidas de nutrientes desde sistemas agrícolas a sistemas acuáticos se pueden diferenciar según el proceso del ciclado de nutrientes en el sistema (Schoumans *et al.* 2011), sea dirigido a la 1- **fuentes**, que puede ser de fertilizantes o de desechos de animales, 2- **movilización**, que abarca el desprendimiento de nutrientes desde coloides y partículas del suelo, 3- **transporte** desde el sistema terrestre al acuático por procesos de erosión, escorrentía y lixiviación y 4- **sumidero**, zonas de retención de nutrientes.

Previo a la toma de decisión de las medidas de mitigación a aplicar es necesario caracterizar la zona de estudio tomando en cuenta la complejidad del sistema agrícola y ecológico y su interacción, a lo que se le debería sumar una evaluación de la escala de tiempo y espacio más adecuados a ser aplicados. Schoumans *et al.* (2011) diferencian las medidas de mitigación en categorías según la aplicación hacia donde está dirigido el manejo. En el sistema agrícola, se toma en cuenta la estrategia de manejo de los **nutrientes** y del **ganado**. A nivel de predio, se considera el **tipo de cultivo** y el **manejo suelo**. Por otra parte, se toma en cuenta la hidrología, pendiente, tipo de suelo en que ocurre el transporte de nutrientes, y se diferencia en el tipo de aporte de nutrientes desde las **aguas de uso agrícola**, el efecto de cambios en el **uso del suelo** y la funcionalidad de las zonas de interfase a nivel de **paisaje**. Por último, el sistema acuático receptor (**aguas superficiales**), el curso de agua, los humedales y lagos asociados, en cuanto a la hidrología y tipo de vegetación.

En la Tabla 1 se señalan diferentes tipos de medidas de mitigación categorizadas según el objeto de mitigación y se le asigna su función más relevante. La aplicación de las medidas de mitigación se eligen en función de las características analizadas y los procesos que se requieran manejar, por ejemplo, se seleccionan medidas que estén asociadas a la fuente (reducción de uso de fertilizantes, utilización de desechos animales como abono), movilización (reducción de laboreo, cobertura del suelo, optimización del

momento de fertilización), transporte (franjas de amortiguación, irrigación de zonas riparias, estanques de sedimentación) y sumidero de nutrientes (restauración y construcción de humedales).

Se puede observar que la mayoría de las medidas de mitigación se aplican para evitar pérdidas desde tierras agrícolas tanto de N como de P (Tabla 1), las diferencias se asocian a los diferentes procesos que intervienen, como la sedimentación que está más asociada al P. Según Krongvang *et al.* (2005) las medidas de mitigación para evitar pérdidas de P abarcarían: 1- Reducción de la entrada de P desde la zona agrícola, y 2- medidas especiales en áreas con alto riesgo de pérdida de P. Especialmente para el P, los efectos se pueden observar a largo plazo, debido a la capacidad de acumulación que tiene este nutriente en el sistema. Estos autores aplican un modelo de localización de áreas de alto riesgo de pérdida de P, que toma en cuenta la fuente, movilización y transporte relativos a los procesos de transporte (erosión, escurrimiento superficial, lixiviación por matriz suelo y lixiviación por macroporos). A partir de esto, se decide la medida específica a aplicar según su ubicación y el factor identificado que se quiera mitigar (fuente, movilización o transporte). En el caso del N, Kronvang *et al.* (2008) plantean que las directivas aplicadas en Europa por Water Framework Directive (WFD) para reducir la contaminación puntual y difusa necesitan: 1- identificar áreas vulnerables de contaminación por nitrato, 2- establecer planes de acción sobre los tiempos y tasa de aplicación de fertilizantes y abonos, condiciones de almacenamiento del abono en zonas vulnerables, 3- implementar programas de monitoreo para evaluar la eficacia de las acciones, 4- establecer códigos de buenas prácticas agrícolas para implementar con los agricultores.

Sumado a esto, hay que evaluar el costo-beneficio de la aplicación de las medidas de mitigación, tomando en cuenta los efectos y los costos de establecimiento, de manejo, de monitoreo, de producción, y el presupuesto del productor. Hay que considerar que la aplicación de estas medidas de mitigación precisa de políticas concretas tal como se planteó en Europa por WFD, como describen Krongvang *et al.* (2008), que abarquen aspectos normativos, instrumentos económicos e información, y que cuenten con una estrategia concreta y factible de mejoramiento de la calidad de agua.

Tabla 1. Medidas de mitigación de para evitar pérdidas de nutrientes desde sistemas agrícolas a sistemas acuáticos. Las medidas son categorizadas y se indican las funciones principales. Mitigation measures to nutrients loss from agricultural Systems to aquatic Systems. The measures are characterized and mean functions were indicated.

Medida	Proceso	Categoría	Nutriente	Función
Reducción de densidad de ganado	fuelle	ganado	N, P	- Reducción de aporte de desechos (Schoumans <i>et al.</i> 2011)
Utilización de abono animal	fuelle	nutrientes	N, P	- Reducción de pérdidas (Kronvang <i>et al.</i> 2005) e incorporación de carga propia del sistema
Reducción de uso de fertilizantes	fuelle	nutrientes	N, P	- Reducción de aporte
Cambios en manejo del suelo (tillage). Reducción de laboreo	movilización	suelo	N, P	- Reducción de erosión del suelo y liberación de P (Kronvang <i>et al.</i> 2005) - Reducción de pérdidas de N particulado asociado con la erosión del suelo y escorrentía (Follet 2008)
Cultivos que cubren el suelo (catch crops)	movilización	cultivo	N, P	- Reducción de pérdida de nitrato y P particulado por escorrentía - Protección del suelo frente a la erosión (Stevens & Quinton 2009, Kronvang <i>et al.</i> 2005, Follet 2008)
Rotación de cultivos	movilización	uso del suelo	N	- Conservación de suelo y como fuente de N orgánico (Follet 2008)
Dejar tierras agrícolas de alto riesgo de pérdidas de nutrientes sin laboreo	movilización	uso suelo	N, P	- Eliminación de la acumulación de P, reducción de movilidad de P y pérdidas por erosión y escorrentía (Kronvang <i>et al.</i> 2005)
Optimización del uso de abono antes y durante época crecimiento.	movilización	nutrientes	N, P	- Reducción del riesgo de pérdidas directas de abono (Kronvang <i>et al.</i> 2005)
No fertilizar antes de eventos de precipitación.	movilización y transporte	nutrientes	N, P	- Reducción transporte de nutrientes por escorrentía y por macroporos (Kronvang <i>et al.</i> 2005)
Franja de amortiguación (buffer strips)	transporte	paisaje	N, P	- Reducción transporte de P al cuerpo de agua (Kronvang <i>et al.</i> 2005) y remoción N (Follet 2008)
Irrigación de zonas riparias (tile)	transporte	aguas agrícolas	N, P	- Reducción de transporte de P (Kronvang <i>et al.</i> 2005) y de N (Kronvang

grainage)				<i>et al.</i> 2008) por escorrentía hacia el cuerpo de agua
Estanques de sedimentación	transporte	aguas superficiales	P	- Sedimentación de partículas de P (Kronvang <i>et al.</i> 2005)
Uso extensivo en planicie de inundación	sumidero	uso del suelo	P	- Aumento la capacidad natural de retención de P (Kronvang <i>et al.</i> 2005)
Construcción de humedales	sumidero	aguas superficiales	N, P	- Aumento de la capacidad de retención de N, P, sedimentos (Stevens & Quinton 2009)
Restauración de humedales	sumidero	aguas superficiales y paisaje	N, P	- Aumento de la capacidad natural de retención de P (Kronvang <i>et al.</i> 2005) y de N (Kronvang <i>et al.</i> 2008)
Restauración de lagos	sumidero	aguas superficiales	P	- Aumentar la capacidad natural de retención de P (Kronvang <i>et al.</i> 2005)

Funcionamiento de las franjas de amortiguación y humedales como medidas de mitigación

La zona de interfase entre el ecosistema terrestre y el acuático, que se ubica entre la fuente de aporte de nutrientes y el cuerpo de agua, actúan como sumidero amortiguando la transferencia de contaminación difusa, o como un medio de transporte asegurando la conexión hidráulica (Dorioz *et al.* 2011). Las principales medidas de mitigación que se aplican en esta zona de interfase son: por un lado, estructuras antrópicas que abarcan franjas de amortiguación; y por otro lado, el mantenimiento, manejo y restauración de humedales. A continuación se define cada medida de mitigación, se detalla sus funciones, eficiencia y factores condicionantes.

Franjas de amortiguación - Buffer strips

Las franjas de amortiguación, “buffer strips” son zonas de vegetación riparia (Stevens & Quinton *et al.* 2009), que se dispone en forma de franja a lo largo de la red hidrográfica y presentan condiciones de suelo no saturado de agua (Dorioz *et al.* 2011). Su nombre esta ligado a su función como filtro que intercepta y recicla los nutrientes y se utiliza como medida para reducir la contaminación difusa en zonas agrícolas.

Funciones – buffers strips

Según Dorioz *et al.* (2011) los buffers strips contribuyen a la conservación del agua a nivel local por su efecto de barrera selectiva al efecto de erosión, y exportación de contaminantes y de materia orgánica por agua de escorrentía. A nivel de cuenca, tienen el efecto de modificar el régimen de caudal en los cursos de agua disminuyendo los picos de flujo y la erosión relacionada a estas descargas.

Entre las funciones de las franjas de amortiguación se destacan la remoción de sedimentos, materia orgánica, N, P y de agroquímicos provenientes de agua de escorrentía y de efluentes (Follet 2008, Stevens & Quinton 2009). La zona de amortiguación reduce la velocidad de flujo y la capacidad de transporte del agua de escorrentía. La función de remoción se da por los procesos de filtración, deposición, infiltración, descomposición, desnitrificación y volatilización (Follet 2008). Hay varios

trabajos que documentan la eficiencia de retención de los buffers strips que se presentan en la Tabla 2 y se describen a continuación.

Para el caso de la retención de P Zhang *et al.* (2010) realiza una revisión de eficiencia de 52 casos, con una eficiencia promedio 71.9%. Los resultados de Borin *et al.* 2009 muestran una eficiencia menor (50 %) pero que aumenta en buffers mas longevos hasta 100%. Kronvang *et al.* (2005) compara buffers strip de 5 y 10 m de ancho y las eficiencias de P son similares y varían entre 70 - 90%, siendo menor en zonas de 5m (50%) que lo asocia al tipo de suelo con mayor contenido de arcilla. En cambio, otro estudio Sheppard *et al.* (2006) los buffers strips de 5 m de ancho mostraron una eficiencia de retención de PT más baja 29%, e incluso en algunos casos puede llegar a liberarlo (-76%). Con estos resultados se observa que en general los buffers strips retienen PT, aunque es variable. Para evitar la liberación de P se recomienda la cosecha de del material vegetal (Kronvang *et al.* 2005) que podría convertirse una fuente de P disuelto y además mantiene la funcionalidad del buffers strips por mayor plazo. Es importante considerar que el corte debería evitar la degradación de suelo, la erosión del banco y la contaminación como señalan Dorioz *et al.* (2011) que ocurre en casos de mal manejo de la cosecha.

En relación al sedimento una revisión de 81 casos realizada por Zhang *et al.* 2010 muestra una eficiencia promedio de 86%, en el mismo rango de valores registrados por Kronvang *et al.* (2005) (Tabla 2).

La revisión realizada por Zhang *et al.* (2010) de 61 casos de remoción de N (que incluye varias formas de N) mostró una eficiencia de 68.3%. Como ocurre con el P, en buffers mas longevos la eficiencia aumenta llegando a 100% (Borin *et al.* 2009). La efectividad de remoción de sedimento y N particulado esta bien establecida, aunque es menos apoyada la efectividad en la remoción de N soluble (Follet 2008).

La eficiencia de remoción de agroquímicos va de 60 - 90% según datos registrados por Borin *et al.* (2009), resultados que coinciden con un promedio de 88% de eficiencia para una revisión de 49 casos realizada por Zhang *et al.* (2010).

Factores condicionantes – buffers strips

En términos generales hay evidencia de la eficiencia de retención de P, sedimentos, N y agroquímicos de los buffers pero hay que considerar que hay factores condicionantes que estarían influyendo en la eficiencia. Según Zhang *et al.* (2010) que aplicaron un modelo de eficiencia de remoción, las variables que influyen serían: el ancho, la pendiente, la composición y la humedad del suelo.

La eficiencia de remoción de P, sedimentos, N y agroquímicos aumenta con el ancho y se estabiliza en grandes tamaños (Zhang *et al.* 2010). En el caso de los sedimentos aumenta la remoción hasta anchos de buffer de 90 m en que la eficiencia alcanza 90% (Kronvang *et al.* 2005). A su vez, según Dorioz *et al.* (2011) las funciones del buffer varían dependiendo del ancho. Los buffers angostos (<1m) con apropiado vegetación y manejo tiene el potencial de evitar contaminación, si es mal manejado puede ser una área crítica de erosión o de transferencia de desechos de ganado. Los buffer con ancho mayor a 5m ofrecen mayor retención y transformación de nutrientes, lo cual se vincula a la estabilidad que brindan las raíces y el aporte de detritus. Por otra parte, las zonas buffer de más de 20 m de ancho brindan beneficios asociados con funciones naturales de planicies de inundación, y además acumulan agua en eventos de inundación y tienen mayor oferta de hábitat, promoviendo así una mayor biodiversidad.

Otras de las variables que influyen en la retención es la pendiente, Zhang *et al.* (2010) muestran que en zonas con pendiente mayor de 10% la eficacia de remoción cambia de positiva a negativa. Estos autores también señalan que las zonas de amortiguación compuestas por árboles tienen mayor eficiencia de remoción de N y P en comparación con herbáceas o zonas mixtas (herbáceas y árboles). Dorioz *et al.* (2011) señalan que sumado a que los árboles y arbustos son más estables, la eficiencia de retención depende en mayor medida de la cobertura vegetal del suelo más que del tipo de vegetación.

Humedales

Los humedales se caracterizan por tener condiciones de inundación o tener el suelo saturado de agua, en donde predominan procesos anaeróbicos y la vegetación está adaptada a dichas condiciones (Keddy 2000). Abarcan la interfase entre el agua subterránea y los cuerpos de agua, pudiendo ubicarse entre zonas intensamente

cultivadas y el cuerpo de agua (Dorioz *et al.* 2011). Las funciones ecosistémicas que ocurren en los humedales como los procesos de sedimentación, desnitrificación, asimilación de nutrientes son una medida efectiva para mitigar procesos de eutrofización. En varios casos la pérdida de humedales ha llevado a restaurarlos para que se continúen cumpliendo dichas funciones (Kronvang *et al.* 2011). Los humedales restaurados se pueden realizar en zonas riparias donde se ubicaban históricamente un humedal, o en zonas agrícolas abandonadas, o que cambian de un uso intensivo a ganadería. Incluso se construyen humedales artificiales por su valor entre las que Stevens & Quinton (2009) citan su mayor diversidad de hábitat y como tratamiento de efluentes, tanto como para tratar el agua que escurre desde las parcelas aledañas o de aguas contaminadas por usos agrícolas (Dorioz *et al.* 2011).

Funciones - humedales

Dorioz *et al.* (2011) señalan que los humedales son eficientes en la remoción de nitrógeno, debido a la característica de suelo saturado de agua que generan condiciones de anoxia y estimulan procesos de desnitrificación, sumado a la baja velocidad de flujo, la alta actividad biológica y la fuente de carbono. En tanto que el P particulado y sedimentos, así como otros contaminantes son atrapados por procesos de infiltración y sedimentación, debido a la disminución de velocidad de flujo y de la capacidad de transporte, promovida por la cobertura vegetal y la rugosidad. El P disuelto es asimilado por la vegetación y además ocurren procesos de adsorción a partículas de arcilla y precipitación con otros iones (Kalff 2001).

En la Tabla 2 se resumen datos de eficiencia de retención registrados en humedales naturales y artificiales. La remoción de N en humedales riparios naturales que reciben recarga de agua subterránea varía entre 57 - 2100 kg N/ha/año, que representa una eficiencia 56-97% (Hoffman 1998 en Kronvang *et al.* 2008). En turberas se registró una eficiencia de remoción de P del 97% en un estudio de larga data (15 años) (Kadlec 1998 en Reddy *et al.* 1997). Estos datos indican alta capacidad de retención de nutrientes en humedales naturales.

La planicie de inundación en humedales riparios actúa como sumidero de sedimentos y nutrientes, Kronvang *et al.* (2005) registraron la tasa de deposición de sedimentos y P durante eventos de inundación. La eficiencia de retención aumenta a medida que se

aleja del curso de agua en el rango de 5.6 - 23.9% para sedimento y de 2.7 a 5.4% P particulado, gradiente asociado a partículas finas de arcilla que no depositan lejos del canal. Estos autores señalan la importante de restaurar la planicie de inundación para evitar el aporte de sedimentos y P hacia el cuerpo de agua, que se transportan principalmente en eventos de inundación.

La remoción de nitrato es mayor en humedales naturales (73%) que en artificiales (44 %) (Passeport 2010 en Dorioz *et al.* 2011), lo cual se explica por la mayor densidad y duración de la cobertura vegetal y una menor limitación de carbono. Hernandez & Mitsch (2007) revisa bibliografía sobre tasa de desnitrificación en varios tipos de humedales, en donde no se observan diferencias entre humedales artificiales (0.2 - 10.9 mg N m⁻² h⁻¹) y naturales (0.2 - 11.8 mg N m⁻² h⁻¹), aunque los humedales artificiales muestran un mayor rango de variación para cada sitio estudiado en relación a los naturales, lo que puede estar relacionado a la carga de nutrientes que reciben.

Datos de eficiencia obtenidos en humedales artificiales por Velledis *et al.* (2003) muestran una retención de 78% nitrato, 52% amonio y 66% de P. También hay que considerar la variación de la frecuencia de inundación. Estudios en el gradiente de inundación realizado por Hernandez & Mitsch (2007) en humedal artificiales muestran una mayor tasa de desnitrificación en la zona baja del bañado (0.8 ± 0.1 mg N m⁻² h⁻¹) que duplica la registrada en la zona alta de bañado.

Factores condicionantes - humedales

Según Dorioz *et al.* (2011) la eficiencia de retención de P particulado depende de factores locales que intervienen en procesos de retención como la permeabilidad del suelo, estructura de raíces y de vegetación y las dimensiones del humedal; su posición en la cuenca que determina la dinámica del caudal, y la naturaleza y tamaño de partícula del material entrante; así como del contexto del paisaje. La eficiencia de P disuelto depende del tiempo de contacto, contenido de materia orgánica y óxidos de Fe, mientras que a nivel de paisaje depende de la pendiente y el gradiente de vegetación. En el caso del nitrato la eficiencia de retención en humedales depende en mayor medida de la cercanía a la fuente de este nutriente más que el área misma de humedal.

Es importante considerar las diferentes etapas que abarcan el proceso de restauración de humedales. Inmediatamente después de la restauración hay una fase de erosión (Hoffman *et al.* 2011), que es necesaria contemplarla en el diseño del manejo a realizarse. A su vez, la retención de nutrientes y sedimentos varía con el tiempo. Hoffman *et al.* (2011) obtienen valores de retención de nitrato de 71% al año de realizada la restauración, que asciende a 95% luego de 5 años. La efectividad de retención de P es variable y la remoción de sedimentos decrece con el tiempo (Stevens & Quinton 2009). Hay que considerar que los humedales artificiales a largo plazo se llenan de sedimento, pueden liberar contaminantes y P, por las condiciones de anoxia que promueve la disolución de Fe y el fosfato (Dorioz *et al.* 2011). La liberación de P acumulado en el sedimento puede contrarrestar los beneficios de la deposición de P particulado (Kronvang *et al.* 2005). Sumado a esto, es importante considerar antes de aplicar una medida de manejo las características internas, la carga de P, y el área adyacente. Es necesario realizar un manejo del sedimento y de la biomasa. La capacidad de absorción de P puede ser baja, a menos que se utilicen sustratos con alta capacidad de absorción de este nutriente y remoción del mismo (Jeppensen *et al.* 2009). La cosecha de biomasa vegetal se recomienda para extraer el stock de P, de igual manera que se realiza para los buffers strips. Otro factor a tomar en cuenta es la estacionalidad, debido a que la desnitrificación aumenta con la temperatura que se da en la época de crecimiento (Hernandez & Mitsch 2007). La retención de nitrógeno es menor en invierno y otoño (Hoffman & Baattrup-Pedersen 2007)

En el caso de Dinamarca se han implementado medidas de restauración de la forma meandriforme de los cursos de agua, debido a la alta modificación de los mismos (Kronvang *et al.* 2008). Tomando en cuenta estos antecedentes, resulta importante conservar las áreas de humedales naturales existentes, en su mayor extensión posible y además como medida que permita evitar daños a nivel ecosistémicos y futuras acciones de restauración que insumen costos y tiempos.

Tabla 2. Eficiencias de los Buffers strips y de los humedales como medidas de mitigación. Buffers strips and wetlands efficiency as a mitigation measure.

Medida de manejo	Componente afectado	Eficiencia (%)	País	Referencia
Buffer strips	P	71.9%		Zhang et al 2010 -Revision 52 casos
	PT	50 y 100% en buffer mas longevos	Italia	Borin <i>et al.</i> 2009
	PT	29% (5m), aunque en algunos casos puede liberar -76%	Canadá	Sheppard <i>et al.</i> 2006
	Suelo y PT	70-90% (5m y 10m) (50% en buffer 5m con suelos arcillosos)	Noruega	Kronvang <i>et al.</i> 2005
	Sedimento	86%		Zhang <i>et al.</i> 2010 -Revisión 81 casos
	N	68.3%		Zhang <i>et al.</i> 2010 - Revisión 61 casos
	NT	44 y 100% en buffer mas longevos	Italia	Borin et al 2009
	pesticidas	88%		Zhang <i>et al.</i> 2010 - Revisión 49 casos
	herbicidas	60-90%	Italia	Borin <i>et al.</i> 2009
Humedales riparios	N	56-97%	Dinamarc	Hoffman 1998 en Kronvang et

naturales			a	al 2008
	P	97%	USA	Kadlec 1993 en Reddy <i>et al.</i> 1997
Humedal restaurado	ripario nitrate	78%	USA	Velledis <i>et al.</i> 2003
	ammonium	52%	USA	Velledis <i>et al.</i> 2003
	P	66%	USA	Velledis <i>et al.</i> 2003

CHAPTER V: DISCUSSION.

Los cambios en el uso del suelo, que implican una intensificación en la presión del uso de la tierra, y un mayor uso de fertilizantes precisan ser manejados para evitar el deterioro del sistema agrícola y la eutrofización de los sistemas acuáticos. Esto se apreciaría en la reducción de la concentración de N y P en los sistemas acuáticos producto de la aplicación de políticas de agua como el caso de Dinamarca (resultados capítulo III).

Para el caso particular de Uruguay, el aumento de producción agrícola (Banco Mundial, 2011) y de uso de fertilizantes en las últimas dos décadas (como se muestra en capítulo II), evidencia la necesidad de internalizar la importancia de la contaminación difusa desde sistemas agrícolas y la posibilidad de aplicar medidas de mitigación. A su vez, hay tipos de producción que se realizan en el país como la ganadería extensiva, producción integrada y orgánica y algunas medidas de manejo a nivel de predio como la rotación de cultivos, las cuales coinciden con medidas de mitigación propuestas por Follet (2008), Kronvang *et al.* (2005) y Schoumans *et al.* (2011), y por tanto estas medidas de manejo deberían ser incentivadas. Tomando en cuenta, la existencia de cursos de agua, lagunas y humedales naturales en el país, los cuales como hay evidencia permiten la amortiguación de la contaminación difusa (Follet 2008, Stevens & Quinton 2009, Dorioz et al 2011 - revisión capítulo IV), resulta relevante conservar estos sistemas acuáticos. El potencial de amortiguación depende de la estructura (vegetación y suelo) y de su ubicación entre la fuente de contaminación y el cuerpo de agua (Dorioz et al 2011). Por lo cual es relevante conservar las condiciones naturales de los sistemas acuáticos o realizar un manejo acorde a las mismas, y más aun considerar las condiciones hidrológicas naturales en el caso de implementar una restauración (Hoffman & Baattrup-Pedersen 2007).

Por otra parte, es necesario dirigir mayores esfuerzos por el control de contaminación puntual. En el caso industrial generalmente es implementado, aunque varias veces con tratamientos no adecuados, mientras que en el caso de efluentes domésticos en zonas sin saneamiento y en efluentes agrícolas, resulta imperiosa la aplicación de tratamientos.

A su vez, es necesario tomar en cuenta que los efectos de aplicación de medidas de manejo son a largo plazo, por ejemplo, por la carga que ya existe en el sistema, por lo que siguiendo a Kronvang *et al.* (2005) habría que reducción de la entrada de P desde la zona agrícola, y a su vez implementar medidas en áreas con alto riesgo de pérdida de P donde hay una mayor

contribución de este nutriente por contaminación difusa. Para esto, la aplicación de modelos de nutrientes, ya sea el modelo que aplican estos mismos autores para el P (Andersen *et al.*, 2005) u otros modelos para N, es base para comprender el ciclado de nutrientes en el sistema e identificar las medidas a tomar. Aunque la información necesaria para la aplicación de estos modelos es escasa, dispersa o inaccesible.

Por lo tanto, en el caso de implementar acciones y medidas dirigidas a mitigar el aporte de nutrientes hacia sistemas acuáticos, la experiencia de Europa y en especial de Dinamarca (Hoffman & Baattrup-Pedersen 2007, Kronvang *et al.* 2008), muestran la necesidad de por un lado, implementar políticas de aguas con objetivos claros y factibles, que estén acompañadas con normativas específicas. Para esto, es necesario desarrollar infraestructura y líneas de trabajo para llevar adelante un monitoreo sostenido en el tiempo, lo cual insume dedicar recursos económicos y humanos para la generación de estrategia, difusión, implementación y seguimiento, así como costos socioeconómico (Leinweber *et al.* 2002).

CONCLUSIONS.

The modeling of nutrients can be used as a tool to aid analysis and decisions about ecosystem management. Biogeochemical modeling involves mathematical modeling of various biological and geochemical constituents in an attempt to understand the cycles of these constituents and processes that affect their distributions. However, biogeochemical models inherently depend on the data, not always of adequate quality or quantity.

We should highlight the importance of characterize the complexity of agriculture system, ecological system and its interaction, this would help to detect in which stage of the cycling of nutrients the impact is higher, in order to make a decision about the mitigation options we could apply. A lot of mitigation measures have as a target to reduce the P and N input, and loss from immobilization and transport or increasing the natural retention capacity.

The buffers strips remove sediments, organic matter, N, P and agrochemical. The retention efficiency of the buffers zones is related to some factors: increase with wider buffer, decrease with slope higher than 10%, varies with vegetal composition (higher with trees) and increase when the soil is mainly cover. The P and N buffer efficiency increase with time. P release could be happen, to avoid this, it is recommend biomass and sediments harvest.

Wetlands are efficient in P removal an especially in N retention, because of denitrification process, associated to anoxia in saturated soil conditions. It is important to conserve and restore floodplains and natural wetlands as a nutrients and sediment sink. In addition, it has to be considered that artificial wetlands could be filled of sediment and could release P, because of this, it is necessary to manage the biomass and sediments.

In order to implement mitigation measures and actions to reduce nutrient loss to aquatic systems in Uruguay, is necessary to implement water policies with concrete and realistic objectives. Considering this, strategies, infrastructure and sampling monitories in a long term must be developed, and socio-economic costs must be considered.

BIBLIOGRAPHY.

Andersen, H. E., Kronvang, B. & Larsen, S. E. 2005. Development, validation and application of Danish empirical phosphorus models. *Journal of Hydrology*, 304:355-365.

Banco mundial. 2011. www.databank.worldbank.org

Borin, M., Passonia, M., Thiene, M., & Tempesta, T. 2010. Multiple functions of buffer strips in farming areas. *Europ. J. Agronomy*, 32: 103–111.

Dorioz, J. M., Gascuel-Oudou, C., Stutter, M., Durand, P. & Merot, P. 2011. Landscape management. Alterra Wageningen UR, In: 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., and Rubæk, G. Mitigation options for reducing nutrient emissions from agriculture. Alterra Wageningen UR. 11: 107-126.

Filipelli, G. M. 2008. The Global Phosphorus Cycle: Past, Present and Future. *Elements*, 4:89-95.

Follett, R. F. 2008. Transformation and Transport Processes of Nitrogen in Agricultural Systems. In: Hartfield, J. L. & Follett, R. F. (Eds.). Nitrogen in the Environment: Sources, Problems, and Management. Elsevier, 2:19-50.

Gascuel-Oudou, C., Christen, B., Dorioz, J.M., Moreau, P., Ruiz L., Trévisan, D. & Vertes, F. 2011. Change in land use and land use patterns. In: 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., and Rubæk, G. Mitigation options for reducing nutrient emissions from agriculture. Alterra Wageningen UR. 10: 93-106.

Hernandez, M. E. & Mitsch, W. J. 2007. Denitrification in created riverine wetlands: Influence of hydrology and season. *Ecological Engineering*, 30:78-88.

Hoffman, C. C. & Baattrup-Pedersen, A. 2007. Re-establishing freshwater wetlands in Denmark. *Ecological Engineering*, 30:157–166.

Hoffmann, C. C., Kronvang, B. & Audet, J. 2011. Evaluation of nutrient retention in four restored Danish riparian wetlands. *Hydrobiologia*, 674:5-24.

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Kronvang, B., Beklioglu, M., Lammens, E., Jensen, H. S., Köhler, J., Ventelä, A. M., Tarvainen, M. & Tátrai, I. 2007. Danish and other European experiences in managing shallow lakes. *Lake and Reservoir Management*, 23:1-13.

Jeppesen, E., Kronvang, B., Meerhoff, M., Søndergaard, M., Hansen, K. M., Andersen, H. E., Lauridsen, T. L., Liboriussen, L., Beklioglu, M., Ozen, A. & Olesen, J. E. 2009. Climate Change Effects on Runoff, Catchment Phosphorus Loading and Lake Ecological State, and Potential Adaptations. *Journal of Environmental Quality*, (38):1930-1941.

Jeppesen, E., Kronvang, B., Olesen, J. E., Audet, J., Søndergaard, E., Hoffmann, C. C., Andersen, H. E., Lauridsen, T. L., Liboriussen, L., Larsen, S. E., Beklioglu, M., Meerhoff, M., Ozen, A. & Ozkan, K. 2011. Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation. *Hydrobiologia*, 663:1-21.

Kalff, J. 2001. *Limnology, Inland Water Ecosystems*. McGill University, Prentice Hall. 592pp.

Keddy, P. A. 2000. *Wetland ecology, principles and conservation*. Cambridge University Press, UK, 614 pp.

Kronvang, B., Bechmann, M., Lundekvam, H., Behrendt, H., Rubæk, G. H., Schoumans, O. F., Syversen, N., Andersen, H. E. & Hoffmann, C. C. 2005. Phosphorus Losses from Agricultural Areas in River Basins: Effects and Uncertainties of Targeted Mitigation Measures. *J. Environ. Qual.* 34:2129–2144.

Kronvang, B., Larsen, S. E., Jensen, J. P., Andersen, H. E. & Grandlundk, K. 2005 b. Catchment report: Eurajoki, Finland. Trend Analysis, Retention and Source Apportionment, EUROHARP report 13-2005, NIVA report SNO 5004-2005, Oslo Norway, 26pp.

Kronvang, B., Vagstad, N., Behrendt, H., Bøgestrand, J. & Larsen, S. E. 2007. Phosphorus losses at the catchment scale within Europe: an overview. *Soil Use and Management*, 23: 104-116.

Kronvang, B., Jensen, J. P., Hoffmann C. C. & Boers, P. 2008. Nitrogen Transport and Fate in European Streams, Rivers, Lakes, and Wetlands. In: Hatfield, J.L. & Follet, R.F. (Eds.). Nitrogen in the Environment: Sources, Problems, and Management. Elsevier, 9: 241-270.

Kronvang, B., Hoffmann, C. C., Litaor, M. I., Bechmann, M., de Klein, J. & Lo Porto, A. 2011. Surface water management. In: 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., and Rubæk, G. Mitigation options for reducing nutrient emissions from agriculture. Alterra Wageningen UR. 12: 127-142.

Kronvang, B. & Graeber, D. 2011. Lectures from: Nutrient Cycling, Modelling and Management from Field to Catchment Scale: 3 ECTS course.

Leinweber, P., Turner, B. L. & Meissner, R. 2002. Phosphorus. In: Haygarth, P.M. & Jarvis, S. C. (Eds.). Agriculture, Hydrology and Water Quality, CAB International. Wallingford, U.K. 2:29-54.

Neill, C., Deegan, L. A, Thomas, S. M., CerriSource, C. C. 2001. Deforestation for Pasture Alters Nitrogen and Phosphorus in Small Amazonian Streams. *Ecological Applications*, 11(6):1817-1828.

Reddy, K. R., Kadlec, R. H., Flaig, E.& Gale, P. M. 1999. Phosphorus Retention in Streams and Wetlands: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29(1):83-146.

Schoumans, O. F. & Oenema, O. 2011. Environmental European legislation in relation to agriculture. In: 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., and Rubæk, G. Mitigation options for reducing nutrient emissions from agriculture. Alterra Wageningen UR. 4: 31-36.

Schoumans O.F. and Chardon W.J. 2011. Introduction to COST Action 869. In: 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., and Rubæk, G. Mitigation options for reducing nutrient emissions from agriculture. Alterra Wageningen UR. 1: 11-14.

Schoumans, O. F., Chardon, W. J., Gascuel-Oudou, C., Litaor, M. I. & Hofman, G. 2011. Conceptual framework. In: 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., and Rubæk, G. Mitigation options for reducing nutrient emissions from agriculture. Alterra Wageningen UR. 3: 17-27.

Schoumans, O. F., Hofman, G. Newell-Price & Chardon, W. J. 2011b. Nutrient Management. In: 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., and Rubæk, G. Mitigation options for reducing nutrient emissions from agriculture. Alterra Wageningen UR. 5: 37-46.

Sheppard, S. C., Sheppard, M. I., Long, J., Sanipelli, B., & Tait, J. 2006. Runoff phosphorus retention in vegetated field margins on flat landscapes. *Can. J. Soil Sci.* 86: 871–884.

Stevens, C. J. & N. Quinton J.N. 2009. Diffuse Pollution Swapping in Arable Agricultural Systems. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39:478-520.

Vellidis, G., Lowrance, R., Gay, P., & Hubbard, R. K. 2003. Nutrient Transport in a Restored Riparian Wetland. *J. Environ. Qual.*, 32:711–726.

Zhang, X., Liu, X., Zhang, M., Dahlgren R. A., Eitzel, M. 2010. A Review of Vegetated Buffers and a Meta-analysis of Their Mitigation Efficiency in Reducing Nonpoint Source Pollution. *J. Environ. Qual.* 39:76–84.

APPENDIX I – URUGUAY INDEXES (DATA IN ATTACHED FILE)

Databank.worldbank.org

