

**Efectos de la intensidad productiva agrícola  
sobre la dinámica de macronutrientes en arroyos de cabecera.**  
Una evaluación bajo condiciones climáticas/hidrológicas contrastantes

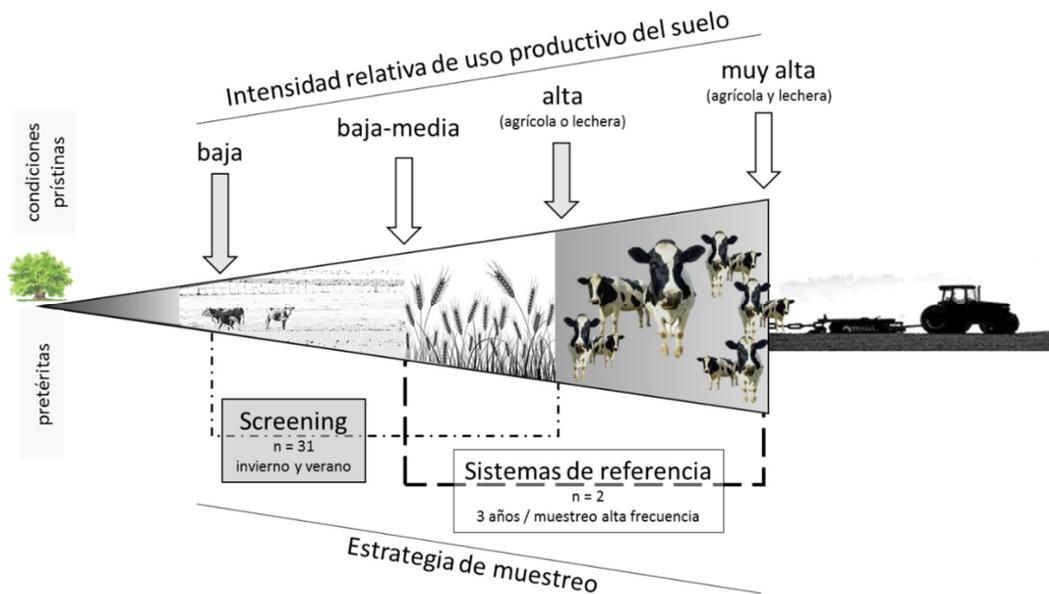
**Guillermo Goyenola**

Defensa 20/12/2016  
goyenola@gmail.com



## Efectos de la intensidad productiva agrícola sobre la dinámica de macronutrientes en arroyos de cabecera: Una evaluación bajo condiciones climáticas/hidrológicas contrastantes

*Effects of agricultural intensity on the dynamics of macronutrients in low order streams:  
An assessment under contrasting climatic / hydrological conditions*



**Guillermo Goyenola**

20/12/2016

Ecología y Rehabilitación de Sistemas Acuáticos. Centro Universitario Regional Este-Facultad de Ciencias.

Universidad de la República

e-mail: [goyenola@gmail.com](mailto:goyenola@gmail.com)

**Miembros del tribunal:**

- Ph.D. Daniel Conde  
PEDECIBA; Sección Limnología, Facultad de Ciencias/UDELAR
  - Ph.D. Carlos Perdomo  
Departamento de Suelos y Aguas de la Facultad de Agronomía/UDELAR
  - Ph.D. Claudia Feijoo  
Universidad Nacional de Luján, Buenos Aires, Argentina
- 

**Orientadores de tesis:**

- Ph.D. Brian Kronvang.  
Catchment Science and Environmental Management.  
Department of Bioscience and Arctic Research Centre, Aarhus University, Denmark
- Ph.D. Mariana Meerhoff (G4 PEDECIBA)  
Ecología y Rehabilitación de Sistemas Acuáticos.  
Centro Universitario Regional Este-Facultad de Ciencias. Universidad de la República
- D.Sc. Erik Jeppesen  
Lake Ecology. Department of Bioscience and Arctic Research Centre  
Aarhus University, Denmark

**Laboratorios de Ejecución:**

Grupo de Investigación en Ecología y Rehabilitación de Sistemas Acuáticos, CURE, UDELAR. Responsable Dr. Mazzeo.  
Department of Bioscience and Arctic Research Centre, Aarhus University, Silkeborg, Dinamarca. Responsable Dr. Jeppesen.

**El proyecto contó con el apoyo económico de:**

Danish Council for Independent Research.  
ANII-Fondo Clemente Estable. Proyecto: Funcionamiento ecosistémico en cuerpos de agua: efecto del grado de impacto y la apertura del ecosistema.  
Premio Nacional L'Oreal-UNESCO por las Mujeres en la Ciencia-Uruguay (Meerhoff)

# 1. Índice

1. Índice .....	3
2. Lista de artículos vinculados a la tesis .....	5
3. Agradecimientos .....	6
4. Resumen .....	7
5. English abstract .....	8
6. Introducción .....	11
6.1. Agricultura y eutrofización de sistemas acuáticos .....	11
6.2. Agricultura, nutrientes e hidrología en un escenario de cambio climático .....	13
7. Objetivos y estrategia de investigación .....	16
7.1. Objetivos .....	16
7.2. Estrategia general de Investigación .....	17
8. Metodología .....	31
8.1. Monitoreo hidroquímico en los arroyos de referencia .....	31
8.2. Monitoreo hidroquímico en arroyos del screening .....	32
8.3. Monitoreo meteorológico e hidrológico en sistemas de referencia .....	32
8.4. Análisis químicos del agua .....	34
8.5. Estimación de cargas exportadas y concentraciones ponderadas por caudal .....	35
8.6. Modelación para la asignación a fuentes puntuales y difusas .....	36
8.7. Estadística aplicada .....	37
8.8. Exploración de patrones de variación temporal .....	38
9. Resultados .....	41
9.1. Clima e hidrología .....	43
9.1.1. Condiciones climáticas en UY y DK .....	43
9.1.2. Comportamiento hidrológico de los arroyos monitoreados .....	44
9.1.3. Resumen de los principales resultados .....	46
9.2. Distribución de frecuencias para los datos de nutrientes en arroyos .....	47
9.2.1. Resumen de los principales resultados .....	49
9.3. Efectos de la intensidad agrícola en la dinámica del P en arroyos de cabecera bajo distintos escenarios climático/hidrológicos .....	50
9.3.1. Dinámica del fósforo en los arroyos de referencia .....	51
9.3.2. Vínculo entre la concentración de fósforo total, la temperatura y el caudal .....	58
9.3.3. Comparación de metodologías alternativas para la estimación de cargas exportadas .....	62
9.4. Efectos de la intensidad agrícola sobre la dinámica del N en arroyos de cabecera bajo distintos regímenes climático/hidrológicos .....	67
9.4.1. Dinámica del Nitrógeno en arroyos de referencia .....	68
9.4.2. Carga de N exportada y concentración ponderada por caudal (CPC) .....	76
9.4.3. Vínculo entre el Nitrógeno total, la temperatura y el caudal .....	77
9.4.4. Efectos sobre DIN y DON de la intensidad de producción en las cuencas bajo condiciones climáticas contrastantes .....	79

9.4.5.	Resumen de los principales resultados.....	80
<b>9.5.</b>	<b>Producción agrícola y balance N:P bajo distintos escenarios climático/hidrológicos.....</b>	<b>82</b>
9.5.1.	Resumen de los principales resultados.....	84
<b>9.6.</b>	<b>Efectos de la intensidad agrícola sobre la calidad de agua de arroyos del UY ....</b>	<b>85</b>
9.6.1.	Concentración de fósforo y fracciones.....	85
9.6.3.	Efectos del uso intensivo agrícola en la dinámica de N .....	91
9.6.4.	Efectos sobre la carga exportada de nitrógeno y CPC .....	95
9.6.5.	Resumen de los principales resultados.....	96
<b>10.</b>	<b>Discusión y Conclusiones .....</b>	<b>101</b>
10.1.	Efectos sobre el fósforo .....	101
10.2.	Efectos sobre el Nitrógeno .....	106
10.3.	Consecuencias aplicadas: aportes a la gestión .....	108
10.3.1.	Diseño y desarrollo de programas de monitoreo .....	108
10.3.2.	Certezas y gestión ambiental .....	111
<b>11.</b>	<b>Perspectivas.....</b>	<b>119</b>
<b>12.</b>	<b>Referencias.....</b>	<b>123</b>
<b>13.</b>	<b>Anexos .....</b>	<b>135</b>

## 2. Lista de artículos vinculados a la tesis

### Publicados

- **Goyenola, G.**, Meerhoff, M., Teixeira-de Mello, F., González-Bergonzoni, I., Graeber, D., Fosalba, C., Vidal, N., Mazzeo, N., Ovesen, N. B., Jeppesen, E. y B. Kronvang. 2015. Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes. *Hydrology and Earth Systems Science*. 19: 4099-4111. <http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/19/4099/2015/>
- Graeber, D., **Goyenola, G.**, Meerhoff, M., Zwirnmann, E., Ovesen, N. B., Glendell, M., Gelbrecht, J., Teixeira-de Mello, F., González-Bergonzoni, I., Jeppesen, E. and B. Kronvang. 2015. Interacting effects of climate and agriculture on fluvial DOM in temperate and subtropical catchments. *Hydrology and Earth Systems Science*. 19, 2377-2394. <http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/19/2377/2015/>
- Graeber, D., Boëchat, I.G., Encina-Montoya, F., Esse, C., Gelbrecht, J., **Goyenola, G.**, Gücker, B., Heinz, M., Kronvang, B., Meerhoff, M., Nimptsch, J., Pusch, M.T., Silva, R.C. S., von Schiller, D., Zwirnmann, E., 2015. Global effects of agriculture on fluvial dissolved organic matter. *Scientific Reports*. 5: 16328. <http://www.nature.com/articles/srep16328>

### Artículos en preparación

- **Goyenola, G.**, Graeber, D., Meerhoff, M., Jeppesen, E., Teixeira-de Mello, F., González-Bergonzoni, I., Vidal, N., Fosalba, C., Ovesen, N. B., Gelbrecht, J., Mazzeo, N., & Kronvang, B. 2016. Influence of farming intensity and climate on stream nitrogen in lowland catchments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*.
- Goyenola et al. Applied consequences of statistical distribution of nutrients data in aquatic systems.
- Goyenola et al. Land use, phosphorus export and eutrophication of subtropical aquatic systems: Are erosion reduction measures sufficient to ensure water quality?

### 3. Agradecimientos

En primer lugar quiero agradecer muy especialmente a mis supervisores, Brian Kronvang, Erik Jeppesen y Mariana Meerhoff. Quiero también agradecer a todos los integrantes del grupo de investigación que trabajaron denodadamente para que el proyecto fuera posible. Entre estos quiero destacar a Franco Teixeira de Mello e Iván González y sus familias, que fueron un soporte fundamental. A Claudia Fosalba, Nicolás Vidal, Natalie Corrales, Anahí López-Rodríguez, Clementina Calvo, Alfonsina López, Carlos Iglesias, Juan Clemente, Juan Pablo Pacheco, Mariana Vianna, Néstor Mazzeo y todos los integrantes del grupo de investigación. A todos los colaboradores, particularmente a Daniel Graeber y todo el equipo de trabajo de la Universidad de Aarhus. No puedo olvidar agradecer y nombrar a los propietarios de los predios estudiados en Florida, los señores Mendiberry y Laturré.

Muchas gracias a los miembros del tribunal de tesis, Daniel Conde, Claudia Feijoó y Carlos Perdomo por sus comentarios críticos y constructivos sobre el trabajo realizado. Quiero agradecer a Erik Johansson por la deferencia de permitirme usar dos de sus provocadoras obras en la presente tesis.

Por último, un agradecimiento muy especial a toda mi familia, a mis padres, esposa, hijos y suegros que apoyaron en todo momento y más allá de lo razonable, para que fuese posible llegar a destino.

## 4. Resumen

La agricultura es una de las actividades antrópicas que más nutrientes aporta a los sistemas acuáticos. El exceso de nutrientes (eutrofización) degrada los ecosistemas acuáticos promoviendo la generación de sustancias tóxicas, anoxia, causando mortandades masivas de peces, pérdidas de biodiversidad y afectando la disponibilidad para diversos usos antrópicos.

Esta tesis buscó aportar a la comprensión de los factores que determinan la dinámica de los macronutrientes fósforo (P) y nitrógeno (N) y su balance, en ecosistemas fluviales de cabecera. En particular, se puso énfasis en la evaluación de los efectos de la intensidad de uso productivo del suelo en condiciones climáticas/hidrológicas alternativas. Poniendo foco en los ecosistemas de clima subtropical-húmedo de Uruguay, se apuntó a comprender procesos a escala global. La estrategia de investigación integró diferentes combinaciones de frecuencia de muestreo, metodologías y número de arroyos en un total de 5 países, centrando las principales comparaciones entre los arroyos de Uruguay y Dinamarca.

Los resultados obtenidos permitieron identificar diferencias sustanciales entre los arroyos de cabecera estudiados en cuanto concentraciones, cargas exportadas, fraccionamiento, nutriente limitante, contribución de fuentes predominantes y variación temporal. La intensidad de producción agrícola fue un factor de elevada relevancia en la determinación de la dinámica de los macronutrientes. Para los arroyos de Uruguay se encontraron evidencias sobre el potencial impacto del acceso del ganado a los sistemas acuáticos, así como el desacoplamiento de los procesos de exportación de fósforo de los fenómenos erosivos. Particularmente para el nitrógeno, se detectaron dinámicas dependientes de la intensidad productiva y otras dependientes de las condiciones climático-hidrológicas y del legado histórico de uso de fertilizantes en cada uno de los países. Se discuten aplicaciones del conocimiento generado y una evaluación comparativa de estrategias alternativas de monitoreo. Por último se establecen conclusiones vinculadas a estrategias de gestión ambiental y un análisis de temas prioritarios de investigación.

## 5. English abstract

Agriculture is one of the anthropogenic activities that contribute the most to current impacts on freshwater ecosystems. Excessive nutrients (leading to eutrophication) degrade aquatic ecosystems, by often promoting toxic substances, anoxia, sometimes causing massive fish kills, and generally leading to a loss of biodiversity and weakening of other various anthropic uses.

This thesis aimed to contribute to the understanding of the factors that determine the dynamics of phosphorus (P) and nitrogen (N) and their balance in low order streams. The emphasis was placed on assessing the effects of land use intensity under alternative climatic / hydrological conditions. With a special focus on the subtropical-humid climate ecosystems of Uruguay, I aimed to understand processes on a global scale. The research strategy included different combinations of sampling frequency, methodologies and number of streams in a total of 5 countries, focusing the main comparisons between lowland streams of Uruguay and Denmark.

We succeeded in identifying substantial differences between the studied streams in terms of nutrient concentrations, exported loads, fractionation, limiting nutrient, contribution of predominant sources and temporal variation. The intensity of agricultural production was a key factor in the determination of macronutrient dynamics. For streams in Uruguay, we showed the potential impact of livestock access to aquatic systems, as well as the decoupling of phosphorus export processes from erosion phenomena. For nitrogen, its dynamics seemed to depend on the production intensity and others on climatic-hydrological conditions as well as on the historical legacy of fertilizer use. I discuss potential applications of the findings and conduct a comparative evaluation of alternative monitoring strategies for streams, ending with conclusions related to environmental management strategies and priority for research.

# introducción



## 6. Introducción

### 6.1. Agricultura y eutrofización de sistemas acuáticos

La demanda biológica por nitrógeno y fósforo (N y P) en los sistemas acuáticos es generalmente, mucho mayor que su disponibilidad (Elser *et al.*, 2000). Como consecuencia, estos elementos son quienes frecuentemente limitan la producción biológica (Conley *et al.*, 2009). 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 (Beusen *et al.*, 2016), lo que se ha convertido junto con la fragmentación de hábitats, en uno de los mayores impactos de la actividad humana sobre los sistemas acuáticos a nivel global (Vitousek *et al.*, 1997; Carpenter *et al.*, 1998; Carpenter *et al.*, 2011). El exceso de nutrientes degrada los ecosistemas acuáticos causando frecuentemente el incremento de la biomasa de productores primarios, blooms fitoplanctónicos tóxicos, hipoxia o anoxia, mortandades masivas de peces, pérdidas de biodiversidad, afectando el uso del agua para potabilización, la industria y la recreación, entre otros usos (Carpenter *et al.*, 1998).

La agricultura es una de las actividades antrópicas que más nutrientes aporta a los sistemas acuáticos (Moss, 2008). Particularmente en el último siglo, la humanidad ha acelerado los ciclos de nutrientes globales por un uso intensivo y extensivo de fertilizantes para aumentar la producción agrícola (Gruber y Galloway, 2008; Elser y Bennett, 2011). Estos cambios han cobrado una magnitud que supera los límites considerados seguros para la humanidad ("límites planetarios", Rockstrom *et al.*, 2009), ya que ponen en riesgo los procesos que regulan la estabilidad del sistema Tierra tal como la conocemos (Steffen *et al.*, 2015).

Pero los efectos de la agricultura a escala cuenca trascienden al ingreso de nutrientes alóctonos a la cuenca, ya que la agricultura también modifica su movilización (e.g. aumentando la tasa de erosión; Quinton *et al.*, 2010), las vías de transporte (e.g. tile drains; Sims *et al.*, 1998) y puede eliminar los filtros

naturales (e.g. buffer strips; Stutter *et al.*, 2012), entre otros efectos (Fig. 1). La expansión e intensificación agrícola puede promover cambios de régimen o transiciones críticas en los ecosistemas acuáticos, afectando directa e indirectamente diferentes componentes del ciclo hidrológico (Gordon *et al.*, 2008).

En los arroyos, la ganancia y pérdida de nutrientes se encuentran directamente relacionadas con las cantidades de agua que se mueven en la cuenca hidrográfica, mientras que la actividad biogeoquímica (intercambio iónico, hidrólisis, solubilización, difusión, adsorción, fenómenos REDOX, especiación, entre otros) también está fuertemente influenciada por el régimen hidrológico (Bormann y Likens, 1967).

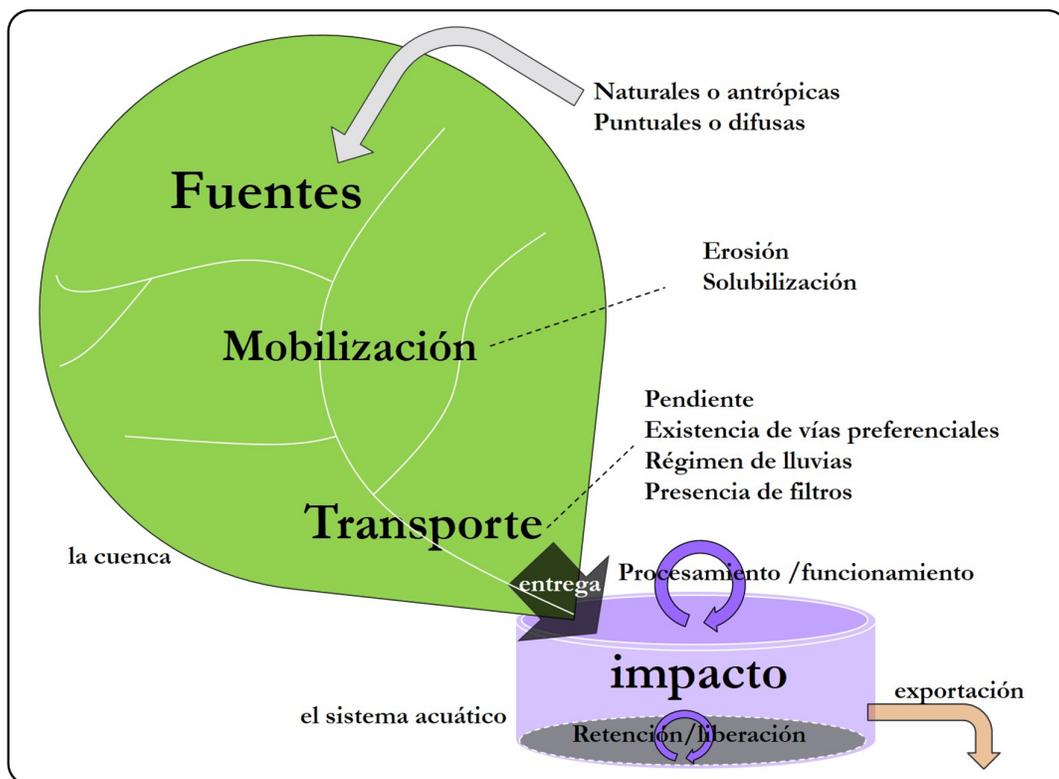


Fig. 1.- Representación gráfica del continuo de transferencia del fósforo o *phosphorus transfer continuum* (Desarrollado sobre la base de Haygarth *et al.*, 2005).

## **6.2. Agricultura, nutrientes e hidrología en un escenario de cambio climático**

Los arroyos son sistemas abiertos con una elevada conectividad, y su dinámica de nutrientes resulta fuertemente dependiente de la interacción entre la geología, la geomorfología, el uso antrópico del territorio, y el clima (Allan y Castillo, 2007).

Particularmente para sistemas lóticos (de aguas corrientes), los vínculos entre las diferencias climáticas y la estructura y el funcionamiento ecosistémico no son del todo comprendidos aún (Friberg *et al.*, 2009; Teixeira de Mello *et al.*, 2009; Woodward *et al.*, 2009; Moss *et al.*, 2010; Friberg *et al.*, 2013). Existe abundante información sobre la estructura y funcionamiento natural de los sistemas lóticos templados norteamericanos y europeos (Allan y Castillo, 2007). Por el contrario, la comprensión de los procesos ecosistémicos en cuerpos de aguas corrientes de climas cálidos es esencialmente pobre (Dudgeon, 2008). El entender el funcionamiento de ecosistemas naturalmente cálidos, además de ser relevante para su conservación y manejo, es muy relevante también para otros ecosistemas en el contexto actual de calentamiento climático. Resulta necesario avanzar en la comprensión tanto de los procesos biogeoquímicos que ocurren a nivel de microcuencas, como de su afectación por la actividad agrícola en la cuenca, los vínculos con el clima e hidrología y sus efectos integrados sobre los sistemas lóticos.

Los modelos climáticos predicen que la temperatura global superficial media se incrementará entre 0,6 y 4 °C para el año 2100 (IPCC, 2007). El aumento de la temperatura puede afectar los ecosistemas y las comunidades a diferentes niveles, desde el fisiológico o fenológico a nivel individual, a la distribución geográfica de las especies (Hughes, 2000; Walther *et al.*, 2002). En ecosistemas acuáticos, y en particular a nivel biológico, se han registrado cambios en la composición comunitaria, modificaciones en la extensión de las tramas tróficas y cambios en el tamaño medio de los depredadores tope (e.g. Woodward *et al.*, 2009; Meerhoff *et al.*, 2012). Un aumento de la temperatura puede incrementar las tasas de crecimiento y estimular la producción biológica (Poff *et al.*, 2002).

Asimismo, mayores temperaturas incrementan las tasas de actividad microbiológica y, por lo tanto, la tasa de descomposición del material orgánico (Poff *et al.*, 2002).

En particular, los arroyos son sistemas relativamente someros, turbulentos y bien mezclados, por lo que es esperable que el aumento de la temperatura atmosférica superficial genere impactos tempranos en el funcionamiento ecosistémico (Woodward *et al.*, 2009; Perkins *et al.*, 2010). Aún si el aporte de nutrientes desde la cuenca se mantuviera constante, el calentamiento del agua podría potenciar los efectos provocados por la eutrofización (Poff *et al.*, 2002; Meerhoff *et al.*, 2007a; Moss *et al.*, 2011).

Pero el calentamiento no será uniforme geográficamente (IPCC, 2007). La previsión de aumento de temperatura sería especialmente elevada en latitudes altas del hemisferio norte. En consecuencia, los regímenes hidrológicos de dichas regiones se verían afectados aumentando su variabilidad (Friberg *et al.*, 2013). En otras zonas del mundo, como la Cuenca del Río de la Plata, ya se ha detectado una tendencia al aumento en la ocurrencia de noches cálidas y precipitaciones abundantes (Marengo *et al.*, 2010).

Los procesos biogeoquímicos que determinan la pérdida de nutrientes desde la tierra hacia los sistemas acuáticos en una cuenca son dependientes de los regímenes hidrológicos (Bormann y Likens, 1967). Los arroyos en zonas con precipitaciones de gran magnitud y corta duración típicamente responden con cambios frecuentes y rápidos en la descarga (serán flashy según Baker *et al.*, 2004) y potencialmente tendrán mayor riesgo de recibir transferencias de nutrientes de origen agrícola-difuso que sistemas hidrológicamente más estables (Haygarth *et al.*, 1999; Cassidy y Jordan, 2011). Es así que las modificaciones en el uso y manejo del suelo que promuevan un incremento del *flashiness* (Baker *et al.*, 2004), o el aumento de la frecuencia de ocurrencia de precipitaciones intensas, implicaría pulsos de nutrientes de mayor magnitud. Por otra parte, una mayor frecuencia o duración de períodos secos generaría mayores tiempos de residencia del agua y concentración de los nutrientes en cada sistema,

potencialmente aumentando su disponibilidad para los organismos (lo que frecuentemente está vinculado al detrimento de la calidad de agua; Poff *et al.*, 2002).

Por otra parte, es esperable que los cambios en la temperatura y patrón de lluvias provoquen cambios en el uso agrícola de los suelos y su manejo, incluyendo cambios en el tipo de cultivos, y las tasas y momento de aplicación de fertilizantes (Magrin *et al.*, 2005; Bindi y Olesen, 2011). Estos cambios, a su vez, van a provocar nuevos cambios en los ciclos de nutrientes, afectando el ambiente acuático y las comunidades biológicas.

Los posibles efectos del cambio climático en los ecosistemas acuáticos se pueden analizar de diversas maneras (Krebs y Berteaux, 2006; Jeppesen *et al.*, 2014). Las aproximaciones más utilizadas incluyen las reconstrucciones paleolimnológicas (e.g. Jeppesen *et al.*, 2005), análisis de series temporales, la realización de experimentos a micro y mesoescala (e.g. Liboriussen *et al.*, 2005), los estudios comparativos en climas contrastantes (“sustitución del tiempo por el espacio”, e.g. Meerhoff *et al.*, 2007a; Kosten *et al.*, 2009; Teixeira de Mello *et al.*, 2009; Meerhoff *et al.*, 2012), y la construcción y aplicación de modelos matemáticos (e.g. Jeppesen *et al.*, 2009).

## 7. Objetivos y estrategia de investigación

Esta tesis buscó aportar a la comprensión de los factores que determinan la dinámica de los macronutrientes (fósforo, P, y nitrógeno, N) y su balance en ecosistemas fluviales de cabecera. En particular, se puso énfasis en la evaluación del rol de la intensidad de uso productivo del suelo en condiciones climáticas/hidrológicas alternativas. Poniendo foco en los ecosistemas de clima subtropical-húmedo de Uruguay, se apuntó a comprender procesos a escala global.

### 7.1. Objetivos

- Establecer indicadores de las condiciones climáticas y de funcionamiento hidrológico de microcuencas de cabecera en arroyos de clima subtropical-húmedo (Uruguay) y templado-frío-húmedo (Dinamarca) (Cap. 9).
- Caracterizar la dinámica del N y P en arroyos de cabecera y establecer vínculos con la intensidad productiva y las condiciones climáticas/hidrológicas (Caps. 9.2, 9.3, 9.6, 0).
- Comprender los efectos de la intensidad de uso agrícola del suelo en la dinámica de nutrientes de arroyos de cabecera de Uruguay (Caps. 9.6, 9.6).
- Contribuir a la formulación de medidas tendientes a enfrentar la eutrofización en sistemas acuáticos continentales en diferentes contextos climáticos, y al diseño y desarrollo de programas de monitoreo (Cap. 0).

La principal hipótesis fue que la intensidad de uso productivo del suelo es el factor de mayor jerarquía en la determinación de las concentraciones y cargas exportadas de P y N en los arroyos de cabecera estudiados, superando las diferencias dadas por la variación natural de tipos de suelo y las características climáticas e hidrológicas de las cuencas.

## 7.2. Estrategia general de Investigación

La intensidad de uso productivo del suelo es un complejo concepto multidimensional y su determinación no resulta trivial (Brown y Vivas, 2005; Blüthgen *et al.*, 2012). Para esta tesis, se tomaron definiciones operativas de forma de obtener muestras representativas de condiciones contrastantes, distribuidas en un amplio gradiente ambiental, y con suficiente nivel de replicación como para permitir establecer el nivel de generalidad de los resultados. La estrategia integró diferentes combinaciones de frecuencia de muestreo y número de arroyos, con el fin de lograr un adecuado balance entre las diferentes escalas de análisis (Schindler, 1998).

Por otra parte, para avanzar en la comprensión de los vínculos entre las condiciones climáticas/meteorológicas y el comportamiento hidrológico de los arroyos y su relación con la dinámica de nutrientes, se seleccionó un set de arroyos comparables en cuanto a orden de Strahler, área de cuenca e intensidad de uso del suelo, en condiciones climáticas contrastantes: Uruguay y Dinamarca.

Según la clasificación climática de Köppen-Geiger actualizada por Peel *et al.* (2007), Uruguay presenta un clima subtropical húmedo (Cfa), al igual que las regiones orientales de las grandes masas continentales: mitad este de EE. UU., sur de Brasil y Paraguay, centro de la Argentina (Región Pampeana y la cuenca del Paraná), algunas regiones de Sudáfrica oriental, China sudoriental y oriental, sur de Japón, Australia sudoriental y oriental, pequeñas regiones de Europa y el mar Negro. La temperatura media del mes más cálido supera los 22 °C y las lluvias están repartidas a lo largo del año por lo que no hay una estación seca. Jutlandia, Dinamarca (en adelante también DK), presenta condiciones climáticas templadas frías y húmedas (Dfb; Peel *et al.*, 2007). El clima Dfb o templado frío hemiboreal sin estación seca se caracteriza porque la temperatura media del mes más frío es menor de -3 °C y la del mes más cálido es superior a 10 °C y menor a 22 °C (verano suave, invierno frío), con precipitaciones constantes a lo largo del año que exceden a la evaporación (Peel *et al.*, 2007).

En función de las diferencias climáticas (e.g. mayor frecuencia de días lluviosos y menor frecuencia de lluvias intensas que en UY), cabría esperar que los arroyos daneses fuesen hidrológicamente más estables que los uruguayos. Por otra parte, se espera que el clima futuro en DK resulte similar en algunos aspectos al clima actual en UY (i.e. con mayor frecuencia de eventos extremos y sequías, además de mayor temperatura media; DMI, 2016), por lo que el análisis comparativo puede dar referencia de patrones o tendencias a esperar en el futuro en DK y regiones similares (estrategia denominada sustitución del tiempo por el espacio, e.g. Meerhoff *et al.*, 2012). Por las similitudes existentes (e.g. topografía, existencia de cuatro estaciones) y las predicciones climáticas, diversos estudios han comparado ya la estructura y funcionamiento de ecosistemas acuáticos (lagos y arroyos) entre ambos países (Meerhoff *et al.*, 2007a; Meerhoff *et al.*, 2007b; Teixeira de Mello *et al.*, 2009; Iglesias *et al.*, 2017).

Todos los arroyos seleccionados en esta tesis fueron de cabecera (orden  $\leq 3$ ; Strahler, 1957) y drenaron microcuencas de planicie pequeñas (área  $< 46.6 \text{ km}^2$ ). En Uruguay se seleccionaron 33 microcuencas capaces de representar el rango más amplio de intensidad de uso de los sistemas reales bajo producción. Dos de ellos fueron denominados “de referencia” para intensidades contrastantes de uso del suelo y se muestrearon intensivamente por un lapso de tres años (mediante monitoreo quincenal instantáneo y compuesto automatizado). Adicionalmente, 31 arroyos clasificados en tres intensidades de uso contrastantes se muestrearon en dos oportunidades (mediante muestreo denominado “screening”). En Dinamarca se seleccionó un total de 21 arroyos. Se estableció un programa de monitoreo idéntico en dos microcuencas “de referencia” de gran similitud con las uruguayas en términos de área de cuenca, orden y pendiente (i.e. monitoreo quincenal instantáneo y compuesto automatizado por dos años en ambos países). En este caso, 19 arroyos con dos intensidades de uso del suelo fueron muestreados también en dos oportunidades. El análisis de la información se desarrolló abarcando de forma separada los efectos de la intensidad productiva agrícola en la dinámica del P (Goyenola *et al.*, 2015), el N (Graeber *et al.*, 2015a; Graeber *et al.*, 2015b; Goyenola *et al.*, sometido) y su balance.

Más allá de cual sea el funcionamiento hidrológico de las cuencas, los programas de monitoreo de nutrientes frecuentemente están basados en muestreos de baja frecuencia a intervalos discretos (Kronvang y Bruhn, 1996). En los sistemas más variables hidrológicamente, o *flashy* (ver 6.2), estos esquemas presentan alto riesgo de subrepresentar los momentos clave donde los nutrientes ingresan a los sistemas lóticos. Una aproximación para avanzar en la comprensión de si los diferentes esquemas de monitoreo logran capturar los principales procesos del ciclo de nutrientes bajo condiciones climáticas e hidrológicas diferentes, es comparar su desempeño bajo condiciones contrastantes. Es por esto que se puso también énfasis en la comparación entre los sistemas de clima subtropical-húmedo (Cfa) y los de clima templado nórdico (Dfb).

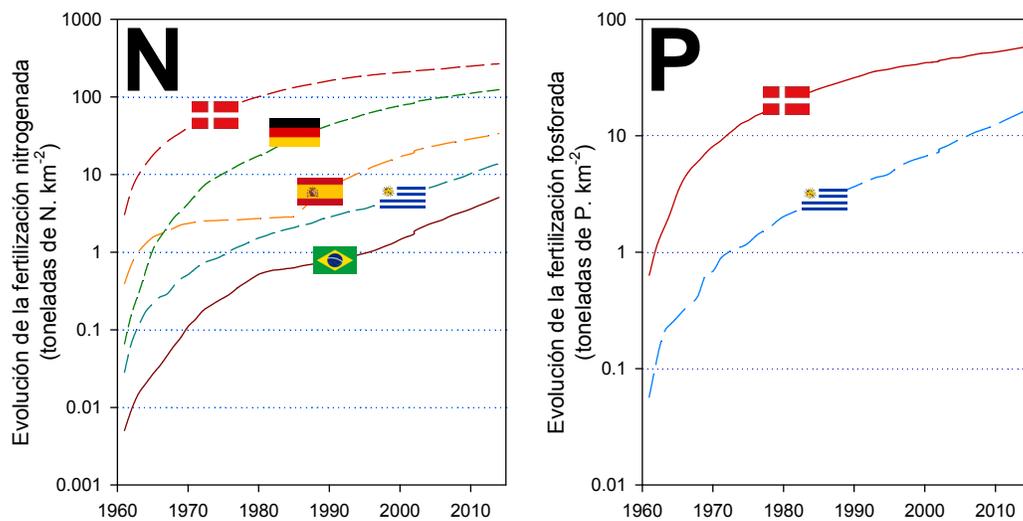
Por otra parte, se evaluaron los efectos de la intensidad de producción en las fracciones de N orgánico disuelto (DON) e inorgánico disuelto (DIN) en varios países representativos de distintos climas. En ese contexto, 20 de los arroyos muestreados en Uruguay (screening), fueron incluidos en un relevamiento de un total de 78 sistemas con intensidad de uso productivo del suelo contrastantes en Dinamarca y Alemania (clima templado-nórdico), España (clima mediterráneo), Uruguay (subtropical-húmedo) y Brasil (tropical). Estos arroyos fueron muestreados en dos oportunidades (invierno y verano, o estación seca y húmeda, según correspondiera) (Graeber *et al.*, 2015a).

Una de las mayores diferencias entre los países estudiados refiere a la historia de la producción intensiva y, particularmente, a la de utilización de fertilizantes. De los cinco países monitoreados, Dinamarca presentó la fase de expansión en el uso intensivo de fertilizantes con mayor antelación, habiendo alcanzado una aplicación acumulada en el entorno de las 100 toneladas de N.km<sup>-2</sup> y 10 toneladas de P.km<sup>-2</sup> en la década del 70 (Fig. 1). En los últimos años, esta tendencia ha sufrido una fuerte disminución derivada de la exacerbación de los problemas de eutrofización en los sistemas acuáticos continentales daneses y del Mar Báltico (Nørring y Jørgensen, 2009; Gustafsson *et al.*, 2012).

Durante las últimas décadas existió una concientización pública de las consecuencias de la eutrofización, y a partir de los años 80 comenzaron a

desarrollarse planes de acción, con fuerte foco en la reducción de los aportes agrícolas. Algunas de las medidas involucraron la limitación de la densidad máxima del ganado, el establecimiento de la infraestructura para almacenar por 9 meses el abono y reutilizarlo como fuente de nutrientes (objetivo, al menos 75% de reciclado), y establecer cultivos de captura de nutrientes (*catch crops*) en el 6% de la superficie (Nørring y Jørgensen, 2009). A posteriori la Directiva Marco del Agua (Water Framework Directive) aprobada por la Unión Europea en el año 2000, estableció objetivos de protección de los sistemas acuáticos y su calidad ecológica (UE, 2000). La implementación de todas estas políticas ha logrado una reducción significativa de la carga de nutrientes exportada en DK (Nørring y Jørgensen, 2009), lo que se expresa como una tendencia a la desaceleración en la tasa de aplicación de fertilizantes en los datos de la FAO (Fig. 1). Alemania y España se encuentran en contextos similares y sus territorios han sido sometidos a presiones productivas elevadas, pero más recientes que las relatadas para DK (Fig. 1). Por otra parte, Uruguay y Brasil se encuentran en una fase de expansión e intensificación de su producción agropecuaria (Alexandratos y Bruinsma, 2012), y presentan una fuerte y sostenida aceleración de su aplicación de fertilizantes (Fig. 1).

Las fuertes discrepancias en la historia de uso de fertilizantes fosforados y nitrogenados entre países, establece condiciones de base muy diferentes. Ya ha sido descrito en la literatura la afectación diferida en el tiempo de la aplicación de fertilizantes, ya sea por almacenamiento en los suelos, aguas superficiales y subterráneas (Puckett *et al.*, 2011; Townsend y Porder, 2012). Este denominado “legado de nutrientes” (*legacy*), resulta determinante de la biogeoquímica de los nutrientes tanto a escala país, como a escala cuenca, y establece lógicas diferenciales para la dinámica de nutrientes en arroyos, pudiendo ser uno de los factores de resistencia a la recuperación de los sistemas acuáticos luego de la disminución de los aportes (Sharpley *et al.*, 2014).



**Fig. 1. Evolución de la fertilización nitrogenada y fosforada en los países donde se realizó monitoreo.** Los gráficos exhiben la cantidad acumulada de nutrientes aplicados desde 1961 por unidad de área (considerando el área continental total de cada país). Los datos fueron obtenidos de la base de datos de la FAO <http://faostat.fao.org>, consultada el 15/10/2016. Se incluyen únicamente las referencias vinculadas a los datos recabados por el presente estudio.

### 7.2.1. Intensidad de uso del suelo:

#### **Gradiente ambiental considerado para los sistemas de clima subtropical-húmedo**

Los arroyos en Uruguay (en adelante también UY) fueron seleccionados de acuerdo a cuatro categorías de intensidad de producción agrícola que se denominaron: baja, baja-media, alta y muy alta (Fig. 2 y 3). El concepto de intensidad de uso productivo del suelo será referido repetidas veces en el presente documento como “intensidad productiva” o “producción intensiva”, haciendo referencia exclusivamente a producción de tipo agrícola/agropecuaria.

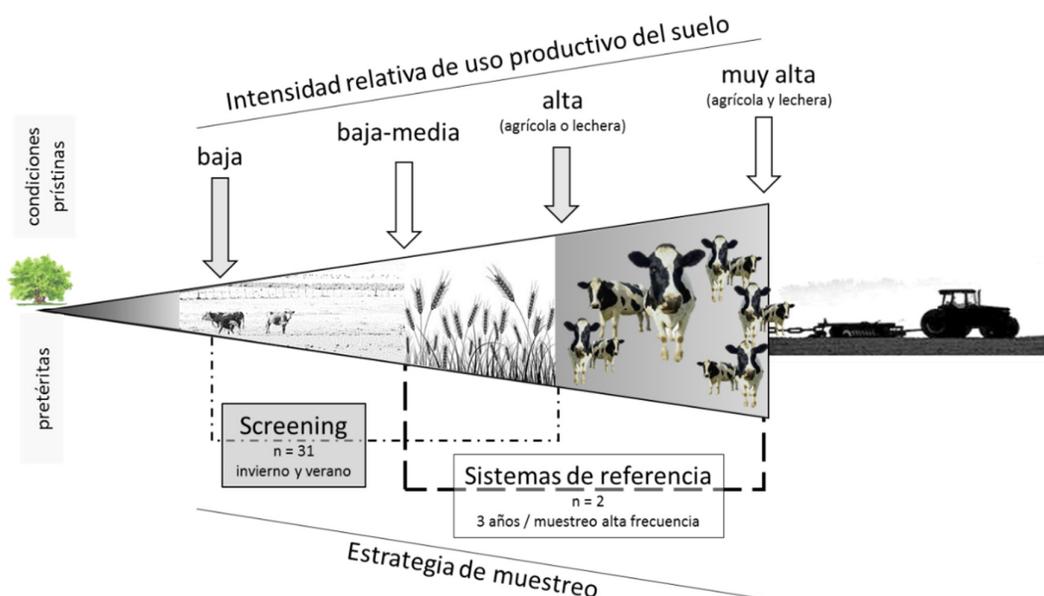


Fig. 2.- Representación conceptual del gradiente de intensidad de uso productivo del suelo, de las cuatro condiciones elegidas (arriba), y de la estrategia general seguida para su estudio en arroyos en clima subtropical-húmedo (abajo).

- **Baja intensidad de uso:**

Desde la introducción del ganado vacuno hace algo más de 400 años, en UY prácticamente no es posible encontrar microcuencas en condiciones verdaderamente prístinas. En el extremo de menor intensidad productiva se seleccionaron 10 arroyos que representasen la condición local más preservada, entendida ésta como campo natural del bioma Pampa (Allaby, 2006) y uso del

suelo exclusivamente ganadero extensivo o de baja densidad (en el entorno de 1 cabeza.ha<sup>-1</sup>; Fig. 3 y 4). Los suelos fueron mayoritariamente de tipo phaeozem y vertisoles según la clasificación de la base de datos de suelos para Latinoamérica y el Caribe (SOTERLAC database, ISRIC Foundation; [www.isric.org](http://www.isric.org)). El muestreo “**screening**” involucró dos oportunidades (invierno; 2010, verano 2011).

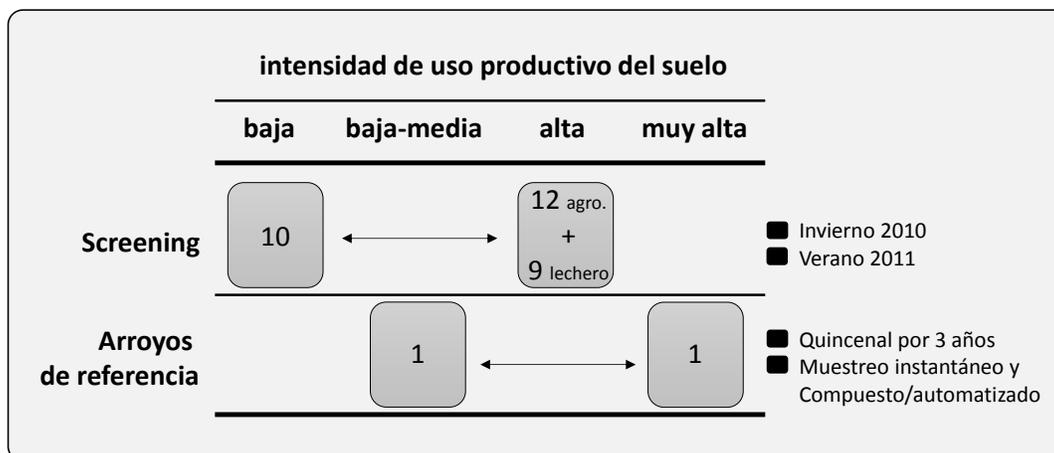


Fig. 3.- Resumen de la estrategia de muestreo elegida para los arroyos de clima subtropical-húmedo de UY. Los números representan el número de sistemas considerados en cada combinación de programa de monitoreo e intensidad productiva. Las flechas de doble punta representan los sets de datos que fueron sometidos a comparaciones estadísticas.

- **Intensidad de uso baja-media:**

Se seleccionó un arroyo con uso en su cuenca mayoritariamente ganadero extensivo (70% del área) y uso agrícola intensivo minoritario (30% del área) (Fig. 5) en la zona de El Talita, Cuenca del Río Santa Lucía Chico, Departamento de Florida, UY. Sus suelos son mayoritariamente de tipo phaeozem lúvico y vertisoles éutricos, según la clasificación de la base de datos de suelos para Latinoamérica y el Caribe (SOTERLAC database, ISRIC Foundation; [www.isric.org](http://www.isric.org)). La población presentó una densidad en el entorno de 1 habitante.km<sup>-2</sup>. La producción ganadera presentó densidades ≤ 1 cabeza.ha<sup>-1</sup>, y la producción agrícola incluyó mayoritariamente cultivos de soja, maíz, cebada, sorgo granífero y silero, trigo, raigrás y avena negra durante el período monitoreado. Este arroyo fue seleccionado como sistema cercano, similar (en cuanto a orden, área de cuenca, y condiciones climáticas) y por lo tanto comparable, al arroyo con intensidad de uso de la cuenca muy alta. Ambos

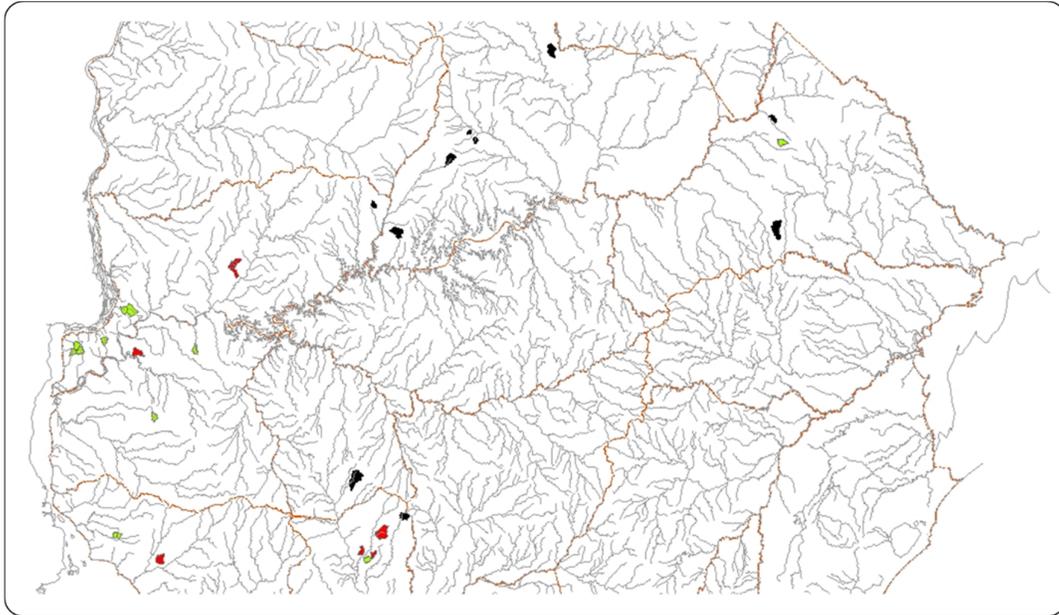
fueron sometidos a un seguimiento automatizado de alta frecuencia de su hidrología e hidroquímica por el lapso de tres años. Adicionalmente se realizó en ambos el seguimiento de las condiciones meteorológicas y de uso del suelo. Por el nivel de detalle de la información generada, este arroyo fue considerado como “**de referencia**” en relación a producción de intensidad baja-media.

- **Intensidad de uso alta:**

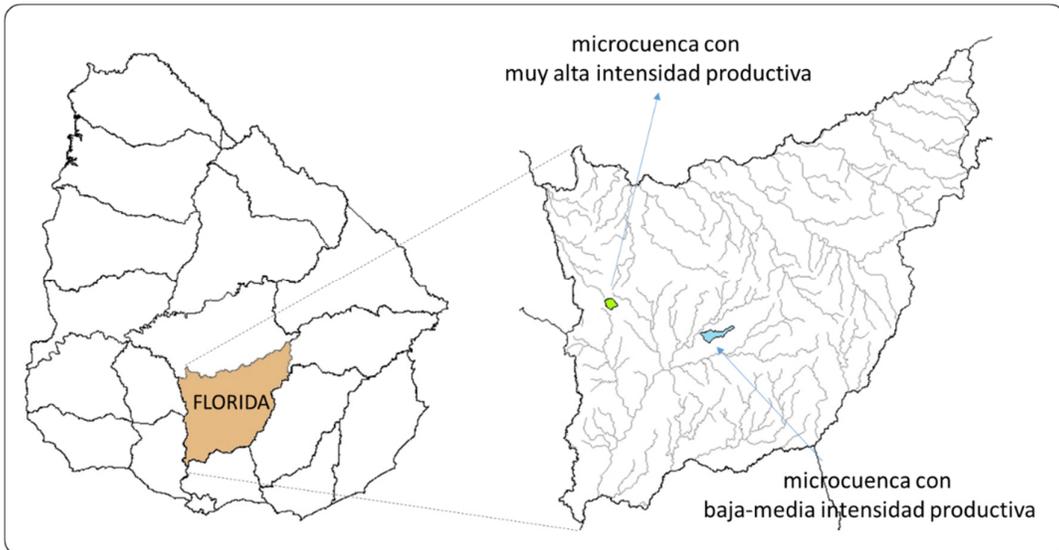
Se seleccionaron arroyos que drenasen microcuencas bajo producción intensiva de dos tipos: agrícola sin presencia de ganado (12 arroyos) y lechera (9 arroyos) (Fig. 4). Los suelos fueron mayoritariamente de tipo phaeozem (SOTERLAC database, ISRIC Foundation; [www.isric.org](http://www.isric.org)). Las cuencas lecheras se seleccionaron de forma que incluyesen un único establecimiento de ordeño de escala pequeña-mediana aguas arriba del punto de monitoreo (< 250 cabezas). En ambos casos fueron seleccionadas si se realizaba aplicación de fertilizantes en al menos el 70% del área. Se realizaron dos campañas de muestreo de forma concomitante al muestreo de los sistemas con intensidad baja (**screening**: invierno 2010, verano 2011; Fig. 4). El número de sistemas considerados en los análisis sufrió variaciones menores entre invierno y verano, debido a factores como ser cambios del uso del suelo o modificaciones del canal (en verano).

- **Intensidad de uso muy alta:**

Como “**de referencia**” en relación a producción de intensidad muy alta, se seleccionó un arroyo con uso agrícola-lechero intensivo de su cuenca, con 90% del área con aplicación de fertilizantes (Fig. 5), cercano y similar al arroyo con intensidad de uso de la cuenca baja-media. Sus suelos son mayoritariamente de tipo regosol éutrico (SOTERLAC database, ISRIC Foundation; [www.isric.org](http://www.isric.org)). La producción agrícola fue mayoritariamente forrajera (festuca, *Dactylis*, alfalfa, trébol rojo y blanco, avena, raigrás y sorgo forrajero), incluyendo cuatro establecimientos lecheros sin tratamiento de sus efluentes (total 3800-4000 cabezas de ganado) y una densidad de población rural de 20 habitantes.km<sup>-2</sup> en la zona de Pintado, Florida (Uruguay). Este arroyo fue sometido al mismo seguimiento de alta frecuencia que el de intensidad de uso de la cuenca baja-media.



**Fig. 4.- Microcuencas de Uruguay muestreadas por metodología denominada *screening*.** La figura muestra en verde las microcuencas con uso agrícola, las lecheras en rojo (ambos tipos clasificados como alta intensidad de producción) y las con ganadería extensiva en negro (intensidad de producción baja).

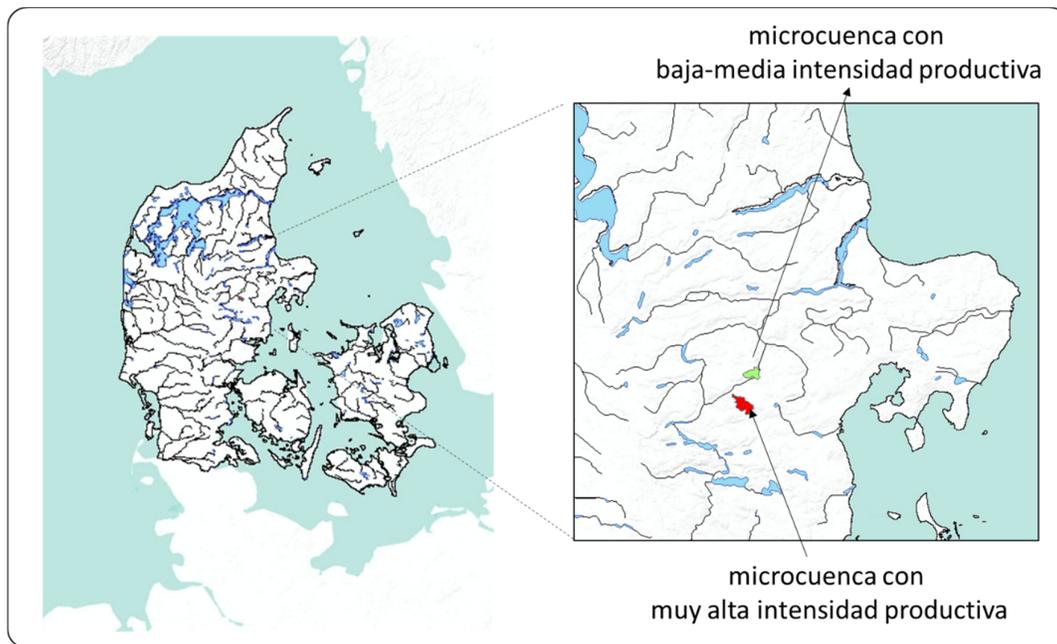


**Fig. 5.- Ubicación de las microcuencas uruguayas de referencia** para intensidad de producción baja-media (arroyo Chal; celeste) y muy alta (arroyo Pantanoso; verde). Ambas son parte de la cuenca del Río Santa Lucía Chico.

### **7.2.2. Selección de condiciones climáticas e hidrológicas contrastantes**

La dinámica de macronutrientes en los arroyos daneses, sus vínculos con la intensidad de uso del suelo y el clima y la hidrología, ha sido ampliamente estudiada (e.g. Kronvang *et al.*, 1995; Kronvang *et al.*, 1997; Jeppesen *et al.*, 1999; Hansen *et al.*, 2001; Laubel *et al.*, 2003; Andersen y Kronvang, 2006; Kronvang *et al.*, 2008; Thodsen *et al.*, 2009; Kronvang *et al.*, 2010; Caroline van der Salm *et al.*, 2011; Windolf *et al.*, 2011), por lo que se constituye como punto de comparación relevante para la generación de conocimiento original en regiones subtropicales sudamericanas para las que prácticamente no existen estudios.

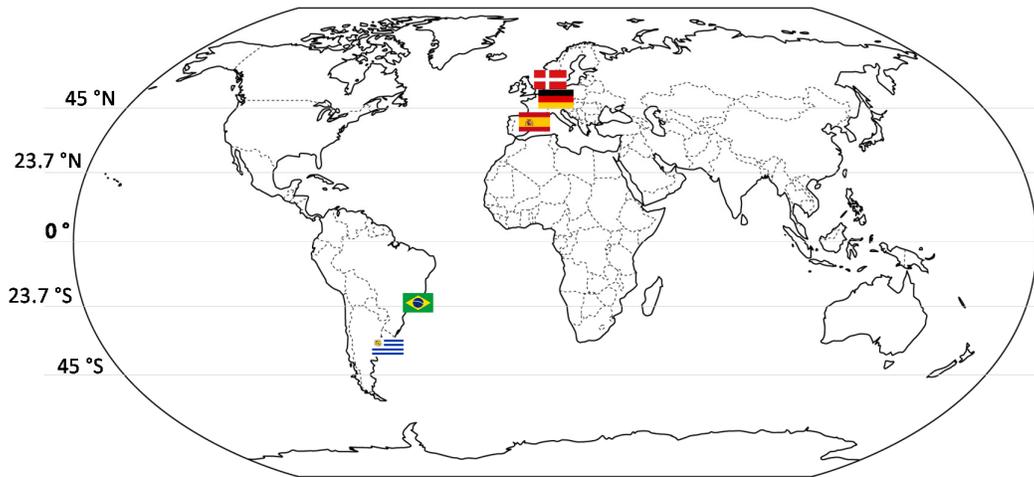
Dos arroyos daneses fueron seleccionados de forma que resultasen comparables a los sistemas de referencia seleccionados en UY (baja-media y muy alta intensidad de uso; Fig. 6). Estos fueron muestreados por dos años en una base quincenal de forma instantánea y automatizada, utilizando equipamiento y metodología equivalente a la ya descrita para los sistemas de UY. Visto que se dispuso de dos años de datos para los sistemas daneses (por diferente duración de las fuentes de financiación respectivas), para el análisis comparativo también se tomaron 2 años de datos de los arroyos de referencia uruguayos. Por otro lado, el muestreo denominado *screening* involucró la toma de muestras en 11 arroyos daneses ubicados en microcuencas bajo uso agrícola intensivo y ocho en microcuencas con baja intensidad productiva. Todas las cuencas presentaron pendientes, superficies y orden de Strahler similares a los sistemas uruguayos.



**Fig. 6.- Ubicación de las microcuencas danesas de referencia** para intensidad de producción baja-media (arroyo Granslev; verde) y muy alta (arroyo Gelbaek; roja). Ambas son parte de la cuenca del Río Gudenå.

Como ya fue mencionado, el muestreo screening en UY y DK fue complementado con arroyos de tres países más. Se seleccionaron 19 arroyos más en clima templado frío y húmedo (Dfb; Peel *et al.*, 2007) en los alrededores de Berlín, Alemania (ocho arroyos con intensidad de producción alta-agrícola; 11 arroyos con intensidad baja). Los sistemas muestreados en clima mediterráneo se seleccionaron en las provincias de Girona y Cataluña en España (seis arroyos con intensidad de producción alta-agrícola y seis con intensidad baja). El clima Mediterráneo se caracteriza por inviernos templados-lluviosos y veranos secos-calurosos (Csa; Peel *et al.*, 2007). Por último se seleccionaron arroyos en clima tropical con invierno seco (Aw; Peel *et al.*, 2007) en biomas de Cerrado y Mata Atlántica de la provincia de Minas Gerais, Brasil (cinco arroyos con intensidad de producción alta-agrícola y tres con intensidad baja). Siempre que fue posible, todos los arroyos del screening en los cinco países fueron muestreados en invierno y verano (estación seca y húmeda en el caso del clima tropical).

Más detalle sobre las características de los arroyos y microcuencas estudiadas puede ser encontrado en los artículos adjuntos y sus materiales suplementarios (5).



**Fig. 7.-** El **screening** involucró el muestreo en dos oportunidades de 78 arroyos (36 en microcuencas con intensidad productiva baja y 42 con intensidad alta-agrícola) distribuidos en cuatro zonas climáticas de cinco países de ambos hemisferios. Las banderas marcan las regiones estudiadas.

# metodología



## 8. Metodología

### 8.1. Monitoreo hidroquímico en los arroyos de referencia

Los arroyos considerados como de referencia para intensidades de producción baja-media y muy alta fueron monitoreados con dos resoluciones temporales diferentes durante tres años (2010-2011-2012) en UY y dos años en DK (03/2010-03/2012):

- **Muestreo instantáneo**

El muestreo instantáneo involucró la toma de muestras cada dos semanas. Las mismas fueron tomadas durante horas del día en el centro del canal en una sección bien mezclada, sin presencia de macrófitas. Este muestreo permitió el análisis de fracciones conservativas y no conservativas de compuestos fosforados y nitrogenados, i.e.: fósforo total (TP), fósforo total disuelto (TDP), fósforo reactivo soluble (SRP), nitrógeno total (TN), nitrógeno total disuelto (TDN), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrógeno orgánico disuelto (DON) y amonio ( $\text{NH}_4^+$ ). Como puede observarse se ha optado por utilizar las siglas en inglés. En UY las muestras para TN y TP fueron tomadas durante 2 años (2011 y 2012).

Los datos obtenidos de los muestreos quincenales instantáneos en los sistemas de referencia (3 años en UY y 2 años en DK), fueron utilizados para:

- evaluar el vínculo entre la variabilidad de nutrientes y las condiciones ambientales (temperatura y caudal) y ajustar modelos de asignación de fuentes difusas y puntuales para el TP.
- comparar las concentraciones de nutrientes de arroyos de UY y DK asociadas a intensidad de producción.
- analizar los patrones de variabilidad temporal entre las muestras (autocorrelación).
- realizar estimaciones alternativas de cargas exportadas

- **Muestreo automatizado de alta frecuencia**

Este componente se basó en la utilización de muestreadores autónomos refrigerados (Modelo Glacier y Avalanche de ISCO-Teledyne). Los muestreadores fueron programados para coleccionar un volumen igual de agua cada cuatro horas y almacenarlo de forma integrada en refrigerador a 5° C. Estas muestras se denominaron “compuestas” y fueron retiradas quincenalmente. La concentración final en un único bidón representó el promedio ponderado por tiempo para el período quincenal de colecta (90 muestras cada 15 días). Como estas muestras involucraron almacenamiento refrigerado por hasta dos semanas, el énfasis analítico fue puesto en las fracciones conservativas de los compuestos fosforados y nitrogenados (TP, TDP, TN, TDN y NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

Los datos obtenidos de los muestreos quincenales compuestos en los sistemas de referencia (3 años en UY y 2 años en DK) fueron utilizados para:

- estimar las cargas de nutrientes exportadas y las concentraciones ponderadas por caudal

## **8.2. Monitoreo hidroquímico en arroyos del screening**

Las muestras de los arroyos del screening de UY fueron analizadas de forma equivalente a la descrita para las muestras instantáneas de los arroyos de referencia, incluyendo: TP, TDP, SRP, TN, TDN, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, DON y NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Este hecho permitió el análisis de la variabilidad de las concentraciones en todo el gradiente de intensidad productiva relevado (ver 7.2.1). Adicionalmente, en todas las muestras del screening se estimó DIN como NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, y DON.

Los datos obtenidos de los muestreos screening fueron utilizados entonces para:

- evaluar de los efectos del gradiente de intensidad de producción sobre los niveles de nutrientes en agua para UY.
- evaluar la variabilidad de los niveles de DIN y DON en asociación con la intensidad de uso del suelo, para el set de datos de los cinco países.

## **8.3. Monitoreo meteorológico e hidrológico en sistemas de referencia**

El monitoreo meteorológico e hidrométrico se realizó en las cuatro cuencas “de referencia”. En UY se utilizaron data loggers CR10X de Campbell Scientific Ltd conectados a transductores sumergibles de presión CS450 (Campbell Scientific Ltd.) para el monitoreo de nivel de agua, pluviómetros automatizados Rain-O-Matic Professional de Pronamic, y sensores de temperatura y humedad relativa HMP45C de Campbell Scientific Ltd. En las cuencas danesas, el nivel de agua fue registrado con sensores de presión PDCR 1830 de Druck, mientras la información meteorológica fue obtenida del Instituto Meteorológico Danés (DMI) a escala de 10 x 10 km. En ambos países se realizaron determinaciones periódicas de caudal instantáneo utilizando un correntómetro C2-OTT Kleinflügel, conectado al software VB-Vinge 3.0, Mølgaard Hydrometri.

Utilizando el software HYMER ([www.orbicon.com](http://www.orbicon.com)) se ajustaron regresiones no lineales entre las determinaciones pareadas de nivel y caudal (*rating curves*), para generar una serie de datos de descarga de agua de alta frecuencia (cada 10 minutos). Como proxy del balance hídrico de las cuencas se estimó el coeficiente de escorrentía (i.e. proporción de la precipitación total anual exportada como escorrentía; Wu et al., 2013). Adicionalmente, para cuantificar la variación en el régimen de flujo se estimó el índice de Richards-Baker (conocido como R-B index; Baker *et al.*, 2004). El R-B index permite evaluar el *flashiness* o el cociente anual entre la sumatoria de las fluctuaciones absolutas diarias del caudal, en relación al caudal total anual. El R-B index varía entre 0 e infinito y asume un valor de 1 cuando el volumen acumulado de las oscilaciones diarias tiene la misma magnitud que la descarga acumulada anual.

La contribución relativa del flujo de base (*baseflow*) a la descarga total, o *baseflow index* (BFI), fue estimada a partir del análisis de los hidrogramas, utilizando la rutina automática propuesta por Arnold *et al.* (1995). El BFI es un indicador de la contribución de agua subterránea a la descarga. La contribución porcentual de los aportes asociados a eventos de precipitación (*stormflow*), es igual al flujo complementario a la contribución del *baseflow*.

Los datos climáticos/meteorológicos obtenidos fueron utilizados para:

- caracterizar el clima y el funcionamiento hidrológico de los arroyos de UY y DK, y vincularlo al comportamiento hidroquímico de los mismos
- estimar las cargas de nutrientes exportadas y las concentraciones ponderadas por caudal

#### **8.4. Análisis químicos del agua**

Se diseñó y aplicó un ensamble de técnicas para garantizar la exactitud de las determinaciones para todo el rango de concentraciones de nutrientes y asegurar la intercomparabilidad de los resultados.

Las muestras instantáneas para el análisis de las fracciones disueltas fueron filtradas a través de membranas de 0.45 µm de tamaño de poro. El análisis del contenido de P y N total y total disuelto fue precedido de una oxidación con una solución de persulfato de potasio, ácido bórico e hidróxido de sodio siguiendo el protocolo de Valderrama (1981). Estas, así como las restantes muestras de P fueron determinadas por métodos espectrofotométricos y reactividad con molibdato. La concentración de fósforo particulado (PP) fue estimada por diferencia entre TP y TDP.

En UY, el método estándar de salicilato de sodio fue utilizado para la determinación de  $\text{NO}_3^-$  (Müller y Widemann, 1955; Monteiro *et al.*, 2003). La suma de  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NO}_2^-$  fue determinada para las muestras danesas por análisis de flujo (CFA y FIA) y detección espectrométrica (ISO13395, 1996; Danish Standard 223). Las muestras fueron también sometidas a análisis de flujo segmentado incluyendo un canal adicional para medir nitrito. Como consecuencia de que las concentraciones de nitrito estuvieron siempre por debajo del límite de cuantificación de la técnica ( $<0.01 \text{ mg-N.L}^{-1}$ ), éste no fue considerado en el análisis y se asumió que  $[\text{NO}_3^-] + [\text{NO}_2^-] = [\text{NO}_3^-]$ .

Las muestras uruguayas para análisis de TDN siguieron una aproximación similar que las de TN (oxidación previa y análisis como  $\text{NO}_3^-$ ), mientras que las muestras danesas fueron determinadas usando el método de oxidación catalítica de alta temperatura (HTCO, multi N/C 3100, Jena Analytik, Jena, Germany),

luego de acidificar las muestras a pH 2-3 con HCl y burbujear con aire sintético por 5 minutos. Las muestras fueron oxidadas en presencia de platino como catalizador a 700 °C en flujo de aire sintético, y el TDN fue medido como NO(g) con un detector de quimioluminiscencia (Zwirnmann *et al.*, 1999). Para las muestras danesas con elevados niveles de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, el método de HTCO provocó una fuerte subestimación en función de la imposibilidad de oxidar todo el N presente (Lee y Westerhoff, 2005; Graeber *et al.*, 2012). En esos casos, el TDN fue estimado como la suma de DIN y DON, siendo el DIN estimado por la adición del NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y el NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, y el DON determinado por cromatografía de exclusión por tamaños (SEC; Huber *et al.*, 2011; Graeber *et al.*, 2012). Las muestras de Uruguay para análisis de DON fueron acidificadas con HCl y congeladas de acuerdo a las propuestas de Hudson *et al.* (2009) y enviadas para ser analizadas en los laboratorios del Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries en Berlín. Antes de las mediciones, las muestras fueron llevadas a pH 7.5±0.5 por neutralización con NaOH. El amonio fue medido siguiendo el método del azul de indofenol (Koroleff, 1970).

### **8.5. Estimación de cargas exportadas y concentraciones ponderadas por caudal**

La estimación de la carga de nutrientes exportada se basó en multiplicar la concentración obtenida para las muestras compuestas (muestreo automatizado de alta frecuencia), por la descarga acumulada en el mismo período (Kronvang y Bruhn, 1996). Los datos de concentración perdidos durante algunos períodos relativamente cortos cuando los muestreadores automáticos no estuvieron operativos, fueron regenerados a través de interpolación lineal entre muestreos adyacentes, siguiendo la propuesta de Jones *et al.* (2012). Otros dos métodos fueron utilizados tomando como base la información de las muestras instantáneas: interpolación lineal (Kronvang y Bruhn, 1996) y el ajuste de regresiones concentración-descarga (Bowes *et al.*, 2008). Las concentraciones diarias medidas o interpoladas fueron multiplicadas por la descarga diaria acumulada para obtener estimaciones de exportación diaria.

A medida que disminuye la frecuencia de muestreo, aumenta la probabilidad de sub-representar los eventos menos frecuentes y de corta duración que pueden ser particularmente relevantes en la evaluación de cargas exportadas (Stelzer y Likens, 2006; Jordan y Cassidy, 2011; Jones et al., 2012; Defew et al., 2013). Cabe esperar entonces una pérdida de ajuste cuando las estimaciones son realizadas sobre muestreos instantáneos quincenales, respecto a los realizados a partir de un muestreo compuesto que integra 90 veces más muestras (una cada 4 horas). Como las muestras compuestas integran más información, se consideró que este método provee estimativos más exactos de las cargas exportadas. Basados en este supuesto, se evaluaron las desviaciones relativas de los otros métodos de cálculo basados en el muestreo instantáneo.

La carga ponderada por caudal (CPC) permite la realización de comparaciones de las concentraciones de nutrientes corregidas por caudal entre cuencas. La CPC fue calculada en base mensual (dos muestreos consecutivos) o anual (24 muestreos consecutivos), dividiendo la masa total del nutriente exportado entre la descarga total del período.

### **8.6. Modelación para la asignación a fuentes puntuales y difusas**

Varios autores han reportado relaciones entre concentración y descarga, utilizándolas para caracterizar la dinámica del P (e.g. Meyer y Likens, 1979), o calcular cargas exportadas (e.g. Kronvang y Bruhn, 1996). En esta tesis, las relaciones concentración-descarga (C-Q) fueron establecidas sobre la base del modelo de asignación de cargas desarrollado por Bowes *et al.* (2008). Este método asume que la carga de fósforo desde fuentes puntuales y difusas puede ser modelado como una función potencial de la tasa de flujo. La carga total de fósforo en un punto de muestreo es entonces la combinación lineal de las cargas generadas por fuentes difusas y puntuales (Eq. 1).

$$PC = dso\_PC + pso\_PC = A \cdot Q^{B-1} + C \cdot Q^{D-1} \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde PC es la concentración de fósforo, dso\_PC es la PC originada desde fuentes difusas y pso\_PC la PC originada desde fuentes puntuales. Q es la

descarga acumulada diaria, mientras A, C, (constantes de proporcionalidad) y B, D (exponentes) son parámetros determinados empíricamente. La estimación de parámetros fue realizada mediante un método no lineal generalizado de reducción de gradientes, para seleccionar los valores que minimizan la suma de cuadrados de los residuos. En el modelo se restringe el parámetro B a valores menores que 1 (efecto de dilución sobre las cargas puntuales) y D a valores mayores que 1 (los aportes difusos tienen a ser 0 con caudal muy reducidos y se incrementan con el incremento del caudal). La performance del ajuste de los modelos fue evaluada mediante el coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe (Nash y Sutcliffe, 1970).

Cada relación C-Q establecida fue utilizada para la estimación del cálculo de concentraciones medias diarias, las que fueron multiplicadas por la descarga total diaria para estimar las cargas exportadas diarias. La contribución proporcional anual de fuentes con comportamiento puntual y difuso fue también estimada. La aproximación de Bowes no requiere información de uso del suelo, tamaño de la cuenca, población humana o densidad del ganado, por lo que resulta una herramienta valiosa y versátil para establecer la naturaleza de las fuentes de nutrientes.

Para objeto de la modelación, se incluyeron determinaciones y resultados de un período de dos años (marzo 2010 a marzo 2012 para DK y enero 2011 a enero 2013 para UY).

Para las cuencas uruguayas se estimó la contribución máxima de nutrientes desde los habitantes humanos de la cuenca sobre la base de la composición de la aguas de desecho domésticas (i.e. orinas, heces y aguas grises) y los desechos sólidos biodegradables per cápita y año, basado en Vinnerås (2002) y datos del Instituto Nacional de Estadística del Uruguay. Para las cuencas danesas, se estimó la carga anual de nutrientes provenientes de los pozos sépticos no conectados a plantas de tratamiento, a partir de modelos específicos validados (Wiberg-Larsen *et al.*, 2013).

## **8.7. Estadística aplicada**

La relación entre la concentración de TP y la temperatura del agua, así como de TN con el caudal y la temperatura del agua fueron analizadas utilizando correlaciones no paramétricas de Spearman (datos instantáneos quincenales). Las comparaciones entre sistemas de referencia de UY y DK se realizaron de acuerdo a un diseño factorial (considerando el factor intensidad productiva y la condición clima/hidrología: país), seguido por una comparación pareada múltiple. Según la naturaleza del comportamiento de los datos, se optó por aplicar ANOVAS seguidas de análisis post hoc de Bonferroni (1936), y en otros casos se aplicó análisis de Kruskal-Wallis (Zar, 2010) seguidos de análisis post hoc de Dunn (1964).

La variabilidad en las muestras instantáneas y compuestas quincenales representó la variabilidad temporal dentro de cada arroyo de referencia, mientras que la variabilidad entre las muestras del screening expresó la variación espacial entre sistemas comparables.

Para el caso de los datos del muestreo screening en los cinco países, se estimó la diferencia de concentración de DIN y DON entre los sistemas de alta y baja intensidad productiva y se testeó la hipótesis de efecto nulo. Las distribuciones de las diferencias fueron calculadas por el método de bootstrap y el valor probabilidad fue estimado utilizando técnicas de remuestreo (paquete coin; R versión 3.028).

### **8.8. Exploración de patrones de variación temporal**

En la búsqueda de ocurrencia de patrones temporales, se analizaron los datos con referencia a posibles fenómenos descritos en la literatura. No se encontraron patrones claros de fenómenos de histéresis a escala anual para las concentraciones de nutrientes en función de la temperatura y el caudal (Aubert *et al.*, 2013). Tampoco fueron identificables patrones cíclicos pasibles de ser sometidos a descomposición estacional por Loess (Cleveland *et al.*, 1990). No se incluyen ambos resultados.

Los posibles patrones de variación temporal para las diferentes especies de fósforo y nitrógeno fueron explorados entonces a través de análisis de autocorrelación. Esta función se define como la correlación de la señal consigo misma para momentos diferentes en el período, y es de gran utilidad para encontrar aspectos característicos de la variación temporal de los datos, como ser patrones repetitivos (ciclos, evaluando la periodicidad y frecuencia), o tendencias (incrementales o decrecientes) a largo plazo. La autocorrelación generalmente se representa en un gráfico donde el eje de las ordenadas indica la separación temporal entre las determinaciones correlacionadas (incluyendo únicamente retrasos positivos, ya que esta función es simétrica respecto al cero). La significancia de la autocorrelación se evalúa de forma separada para cada retraso individual, comparando con el intervalo de confianza generado bajo el criterio de puntos aleatorios e independientes (ruido blanco; Fig. 1). Cuando no hay relación estadística entre los valores medidos en distintos momentos la señal es no correlativa y se consideran datos aleatorios, mientras que las periodicidades aparecen como picos (Fig. 1). Varias correlaciones seguidas con el mismo signo indican autocorrelación positiva. La alternancia de valores consecutivos de diferente signo es señal de una autocorrelación negativa (Fig. 1).

Si hubiera ciclicidad a escala anual se esperaría que las señales se expresaran como correlaciones positivas de magnitud decreciente con la diferencia temporal de las medidas, es decir: habría una correlación positiva con la mayor magnitud cada 12 meses (24 intervalos quincenales), una autocorrelación negativa de mayor magnitud en el entorno de los 6 meses (12 intervalos), y transiciones en los períodos intermedios. Las tendencias a largo plazo estarían representadas por variaciones monótonas decrecientes (Fig. 1).

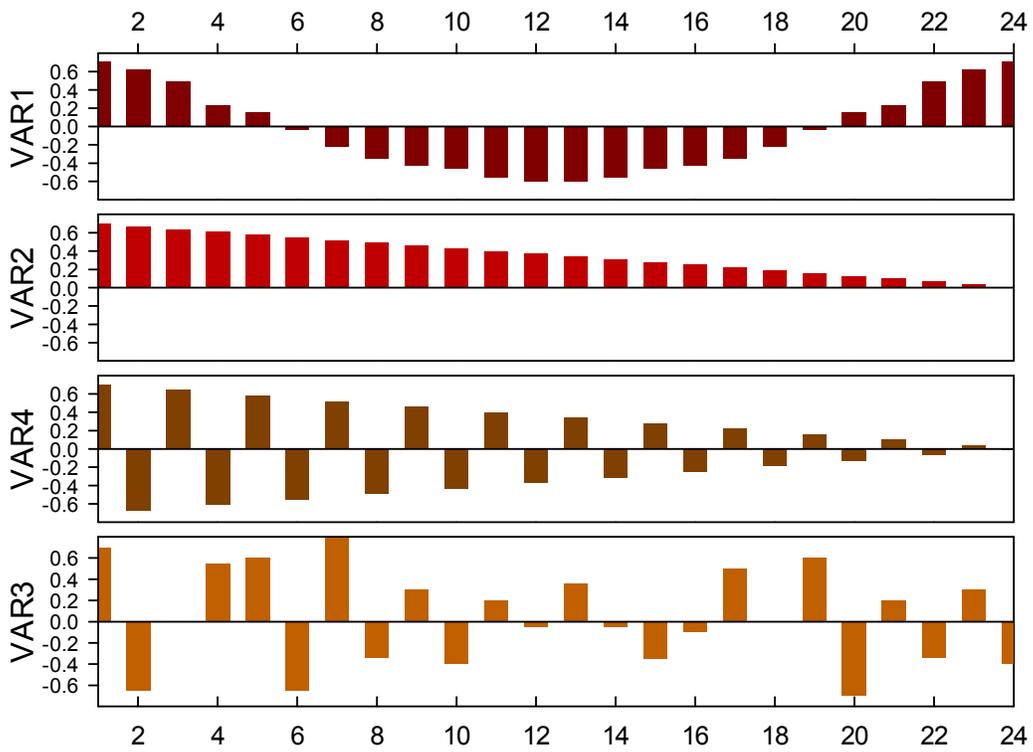


Fig. 1.- Gráficos hipotéticos de autocorrelación para muestras con diferentes relaciones temporales. De arriba hacia abajo: a) comportamiento cíclico (fluctuaciones en el entorno de un valor promedio, fases de expansión y depresión); b) autocorrelación positiva; c) patrón de autocorrelación negativa, d) azar (ruido blanco).

# resultados



## 9.1. Clima e hidrología

### Objetivo específico:

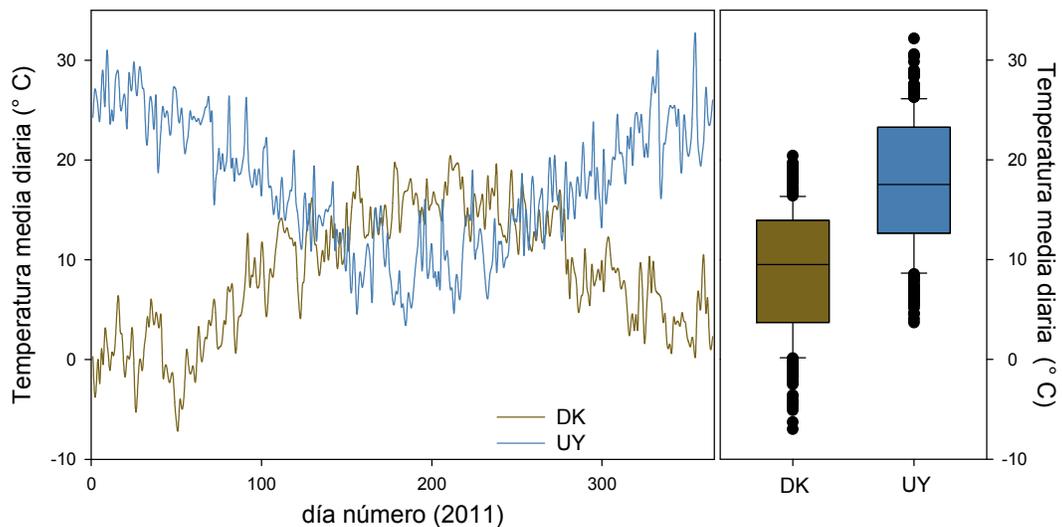
Establecer indicadores de las condiciones climáticas y de funcionamiento hidrológico de microcuencas de cabecera en arroyos de clima subtropical-húmedo (UY) y templado-frío-húmedo (DK).

La hipótesis analizada fue que, para el período monitoreado, el comportamiento hidrológico de los arroyos de las cuencas de UY sería más variable que el de los arroyos de las cuencas de DK. Los supuestos asociados se presentaron en las secciones 6.2 y 0.

### 9.1.1. Condiciones climáticas en UY y DK

Las características climáticas del período estudiado se ajustaron en todos los términos a la clasificación de Peel *et al.* (2007), tanto en Uruguay como en Dinamarca (ver 0). Las temperaturas del aire mínima, media, mediana y máxima fueron entre y 8 ° y 12 °C más bajas en las cuencas danesas que en las de Uruguay (Fig. 1). La temperatura media anual en las cuencas danesas fue de 8.8 °C (rango -7.0 y 20.4 °C), y en Uruguay el promedio fue de 17.5 °C (rango 3.7 a 32.2 °C), siendo equivalentes, además, a los promedios de la región estimados por cada servicio meteorológico nacional basados en información histórica reciente (10 años de datos; DMI, 2015; INUMET, 2016).

En ambas condiciones climáticas, las microcuencas mostraron patrones intra-  
anuales de precipitación bien distribuidos, pero con marcadas diferencias en frecuencia e intensidad (Fig. 2). En las cuencas danesas llovió casi 6 de cada 10 días (58%), siendo la frecuencia de días lluviosos en UY sólo de 3 cada 10 (31%). Si bien hubo más días lluviosos en las cuencas danesas, la cantidad media de precipitación de los días de lluvia fue menor que en las uruguayas (3.4 mm.d<sup>-1</sup> vs 10.7 mm.d<sup>-1</sup>). Solamente un evento  $\geq 50$  mm.d<sup>-1</sup> fue registrado en las cuencas danesas durante el período de 2 años, mientras que en las de UY, eventos con lluvias de más de 50 mm.d<sup>-1</sup> ocurrieron aproximadamente el 1.5% de los días, alcanzando extremos de más de 100 mm.d<sup>-1</sup>. La precipitación anual fue 1.44 veces más alta en las cuencas uruguayas que en las danesas (Tabla 1).



**Fig. 1.- Temperatura media diaria del aire para una de las cuencas monitoreadas en Uruguay y Dinamarca en 2011.** Variación a lo largo del período (izquierda), y box plots de los mismos datos (derecha). Los extremos de las cajas indican el primer y tercer cuartil. El valor y la línea horizontal central marca el segundo cuartil (mediana). Las líneas verticales indican el percentil 10 y 90 respectivamente, y los puntos los *outliers*. Tomado de Goyenola *et al.* (2015).

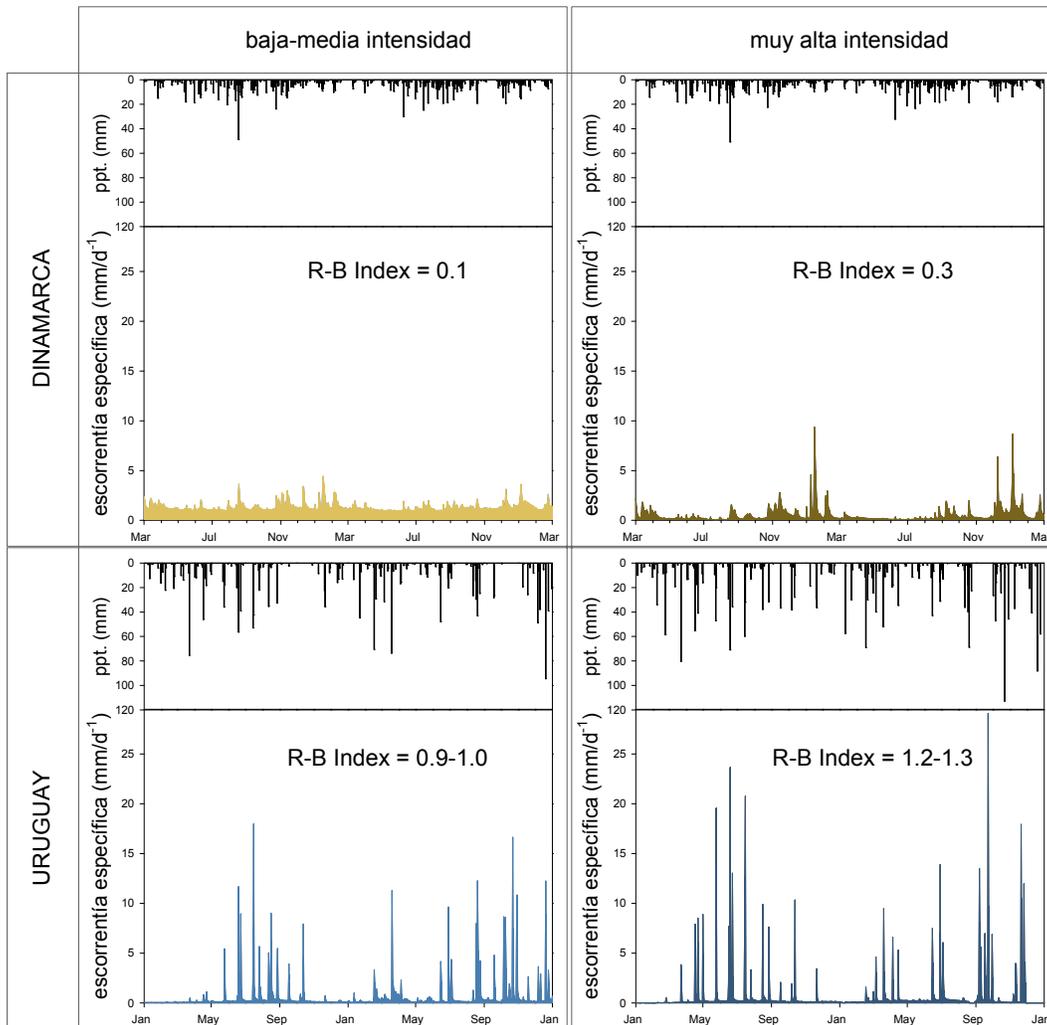
### 9.1.2. Comportamiento hidrológico de los arroyos monitoreados

Como era esperado, encontramos fuerte concordancia entre las características climáticas y los regímenes hidrológicos de los arroyos.

La mayor parte del agua de los dos arroyos de referencia de UY fue exportada asociada a eventos de precipitación (*stormflow contribution* > 60.8%), mientras que en los dos arroyos daneses la mayor parte fue exportada en condiciones de flujo de base (*stormflow contribution* < 36.4%).

Los arroyos daneses exhibieron baja variabilidad hidrológica en la magnitud de su descarga, tanto a escala anual como también a escala diaria (R-B index siempre por debajo de 0.2, Tabla 1), por lo que su comportamiento hidrológico fue clasificado como **estable**. En contraste, los arroyos uruguayos fueron clasificados como **flashy**, ya que el R-B index estuvo en el entorno de 1 (0.9-1.3,

Tabla 1). Los arroyos que drenaban las cuencas con muy alta intensidad productiva fueron los más *flashy* de cada país (Tabla 1).



**Fig. 2. Precipitación acumulada diaria e hidrogramas de escorrentía específica para los cuatro arroyos de referencia. Se utilizó la misma escala para cada variable de forma de facilitar la comparación. Se reporta el valor del R-B index de *flashiness*. Gráfico tomado de Goyenola et al. (2015).**

**Tabla 1.- Información hidrológica de las cuencas de referencia de UY y DK (2 años de datos).**  
El arroyo danés con intensidad de uso baja-media presentó elevada contribución de aguas subterráneas (elevado BFI y coeficiente de escorrentía).

		DK baja-media	DK muy alta	UY baja-media	UY muy alta
<b>Precipitación acumulada</b>	<b>año 1</b>	770 mm	778 mm	1030 mm	1196 mm
	<b>año 2</b>	756 mm	766 mm	1010 mm	1405 mm
<b>Escorrentía total</b>	<b>año 1</b>	515 mm	223 mm	170 mm	235 mm
	<b>año 2</b>	472 mm	198 mm	294 mm	255 mm
<b>Coeficiente de escorrentía</b> ( <i>runoff ratio</i> )	<b>año 1</b>	66.9%	28.6%	16.5%	19.6%
	<b>año 2</b>	62.4%	25.9%	29.1%	18.2%
<b>R-B Index</b>	<b>año 1</b>	0.1	0.3	1.0	1.3
	<b>año 2</b>	0.1	0.3	0.9	1.2
<b>Baseflow Index (BFI)</b>		0.88	0.64	0.39	0.29

### 9.1.3. Resumen de los principales resultados

- Las características climáticas del período estudiado se ajustaron en todos los términos a la clasificación de Peel et al. (2007), tanto en Uruguay como en Dinamarca
- Los arroyos de UY fueron hidrológicamente más variables que los daneses (según R-B index), como se esperaba de acuerdo al clima y patrón de precipitaciones en cada país.
- El comportamiento hidrológico de los arroyos reflejó no sólo las diferencias en los patrones de precipitaciones entre UY y DK, sino también la contribución relativa de aguas superficiales y subterráneas a la descarga (mayor aporte superficial en UY) (de acuerdo al BFI).
- Se encontró una tendencia hacia el incremento de la variabilidad hidrológica y aportes de aguas superficiales asociada a la mayor intensidad productiva en ambos países (de acuerdo al R-B index).

## 9.2. Distribución de frecuencias para los datos de nutrientes en arroyos

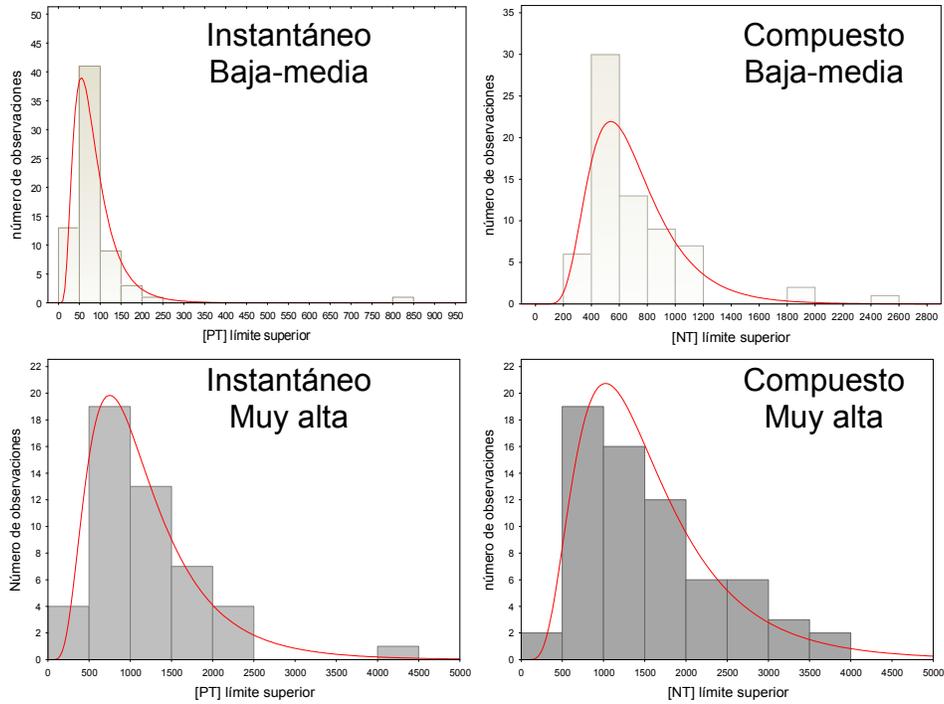
### Objetivos específicos:

Caracterizar la dinámica del N y P en arroyos.

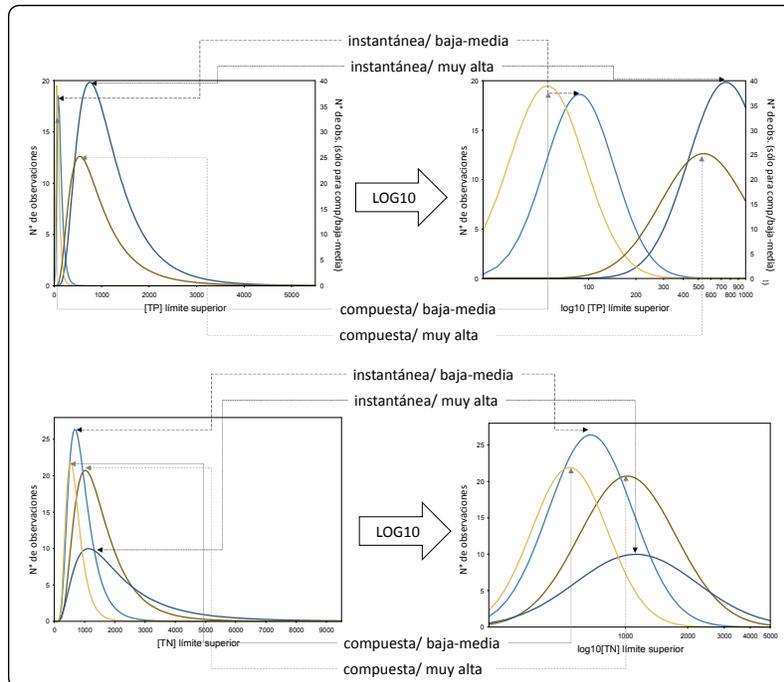
Una variable aleatoria que resulta del producto multiplicativo de varias variables independientes tiene una distribución aproximadamente lognormal, lo que ha sido demostrado por el teorema central del límite en el dominio logarítmico (Buzsáki y Mizuseki, 2014). En consecuencia, sería esperable que los datos de concentración de nutrientes en los arroyos muestreados (obtenidas como el cociente entre la masa de soluto y volumen de solvente), presenten efectos multiplicativos y distribuciones lognormales.

Este hecho fue confirmado para todo el set de datos analizado en la presente tesis, utilizando el test de bondad de ajuste de Kolmogorov-Smirnov (los resultados se presentan gráficamente y a modo de ejemplo en la Fig. 1).

Independientemente de la base del logaritmo, la logaritmización de un set de datos lognormalmente distribuidos, convierte las interacciones multiplicativas en relaciones aditivas (el logaritmo de un producto es igual a la suma de los logaritmos de los factores), reduce la asimetría positiva y genera un set de datos distribuido normalmente (Fig. 2; Zar, 2010). La transformación logarítmica es también útil al reducir la heteroscedasticidad cuando las desviaciones estándar de los grupos son directamente proporcionales a sus medias aritméticas (i.e. cuando hay un coeficiente de variación constante entre grupos; Zar, 2010). La transformación logarítmica de los datos distribuidos lognormalmente permite entonces la aplicación de estadística paramétrica clásica, con todas las ventajas que eso involucra.



**Fig. 1.- Algunos ejemplos del ajuste generalizado de los sets de datos de concentración de nutrientes a la distribución Lognormal.** Arriba: arroyos que drenan microcuencas de referencia con baja intensidad agrícola. Abajo: arroyos que drenan microcuencas con muy alta intensidad agrícola. Izquierda: muestras puntuales quincenales. Derecha: muestras compuestas de alta frecuencia. Para los ejemplos se tomaron sólo las cuencas de Uruguay.



**Fig. 2.- Distribución de frecuencias para datos de concentración de TP (arriba) y TN (abajo), para los 4 arroyos de referencia que drenan microcuencas con baja-media y muy alta intensidad agrícola en Florida.** La transformación logarítmica de los datos generó distribuciones normales (derecha).

### **9.2.1. Resumen de los principales resultados**

- Los datos analizados en esta tesis se distribuyeron lognormalmente.
- En función de este hecho, en la presente tesis se optó por tomar la mediana o media geométrica como estimador central de los datos y aplicar estadística paramétrica del tipo ANOVA sobre datos logaritmizados en base 10 (Fig. 2), o tests no paramétricos que informen sobre diferencia entre las medianas de los datos crudos (e.g. Kruskal-Wallis).

En consecuencia, salvo que se explicita lo contrario, toda referencia a media o promedio en la presente tesis hace mención a la media geométrica o promedio geométrico sin necesidad de realizar aclaraciones al respecto.

### 9.3. Efectos de la intensidad agrícola en la dinámica del P en arroyos de cabecera bajo distintos escenarios climático/hidrológicos

#### Objetivo específico:

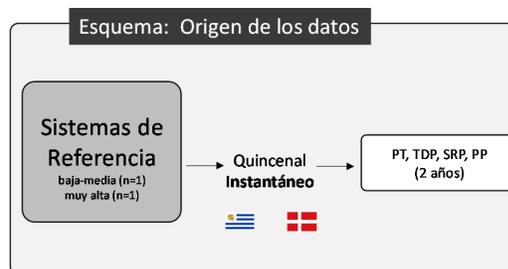
Caracterizar la dinámica del P en arroyos y establecer vínculos con la intensidad productiva y las condiciones climáticas/hidrológicas

Las hipótesis analizadas en esta sección incluyen:

- A mayor intensidad productiva, los arroyos exhibirán mayor concentración y carga exportada de fósforo total y sus fracciones, independientemente del contexto climático/hidrológico.
  - Supuesto asociado: ver 6.1
- En todas las cuencas agrícolas estudiadas, independientemente de su contexto climático/hidrológico, los aportes de fósforo provenientes de fuentes puntuales serán débiles o indetectables respecto a los de fuentes difusas.
  - Supuesto asociado: Las cuencas tienen actividades agrícolas y pecuarias predominantes, y baja densidad de población. Las fuentes de nutrientes están, consecuentemente, distribuidas (fertilizantes, tanques sépticos filtrantes, erosión) (Bowes *et al.*, 2008).
- Una mayor intensidad de uso agrícola del suelo determinará una mayor contribución de la fracción de P particulado, independientemente del contexto climático/hidrológico.
  - Supuesto asociado: El P es fuertemente adsorbido por las partículas del suelo, por lo que resulta poco móvil y su transporte se asocia necesariamente a erosión (Neal *et al.*, 1998). La erosión, y por lo tanto el contenido de P particulado (PP) en agua, se incrementa con la intensidad agrícola (Sharpley *et al.*, 1992; Daniel *et al.*, 1998).
- Los arroyos de UY tendrán mayores aportes de PP, en comparación con sus cuencas de referencia en DK.
  - Supuesto asociado: la mayor precipitación acumulada y la mayor frecuencia de eventos de precipitación intensa en UY magnifican la erosión y la pérdida de PP desde los suelos a los cursos de agua.
- Los esquemas de monitoreo de baja frecuencia exhibirán peor desempeño en los arroyos de UY que en los de DK.

- Supuesto asociado: la mayor variabilidad hidrológica de los arroyos de UY hace que sea mayor la probabilidad de pérdida de eventos de transporte de nutrientes cuantitativamente relevantes dentro del set de datos que en los arroyos más estables hidrológicamente.

### 9.3.1. Dinámica del fósforo en los arroyos de referencia



Cuadro 1: set de datos utilizado y estrategia de análisis para la sección.

La intensidad de uso agrícola del suelo afectó diferencialmente la concentración de TP y sus fracciones en el agua de los arroyos en cada contexto climático/hidrológico. El patrón general para todas las especies fosforadas involucró que los arroyos daneses exhibieron menor concentración de todas las especies fosforadas que los uruguayos (Fig. 1). Estas diferencias fueron siempre estadísticamente significativas entre los sistemas uruguayos, pero para los daneses resultaron significativas únicamente para TP y PP (Fig. 1).

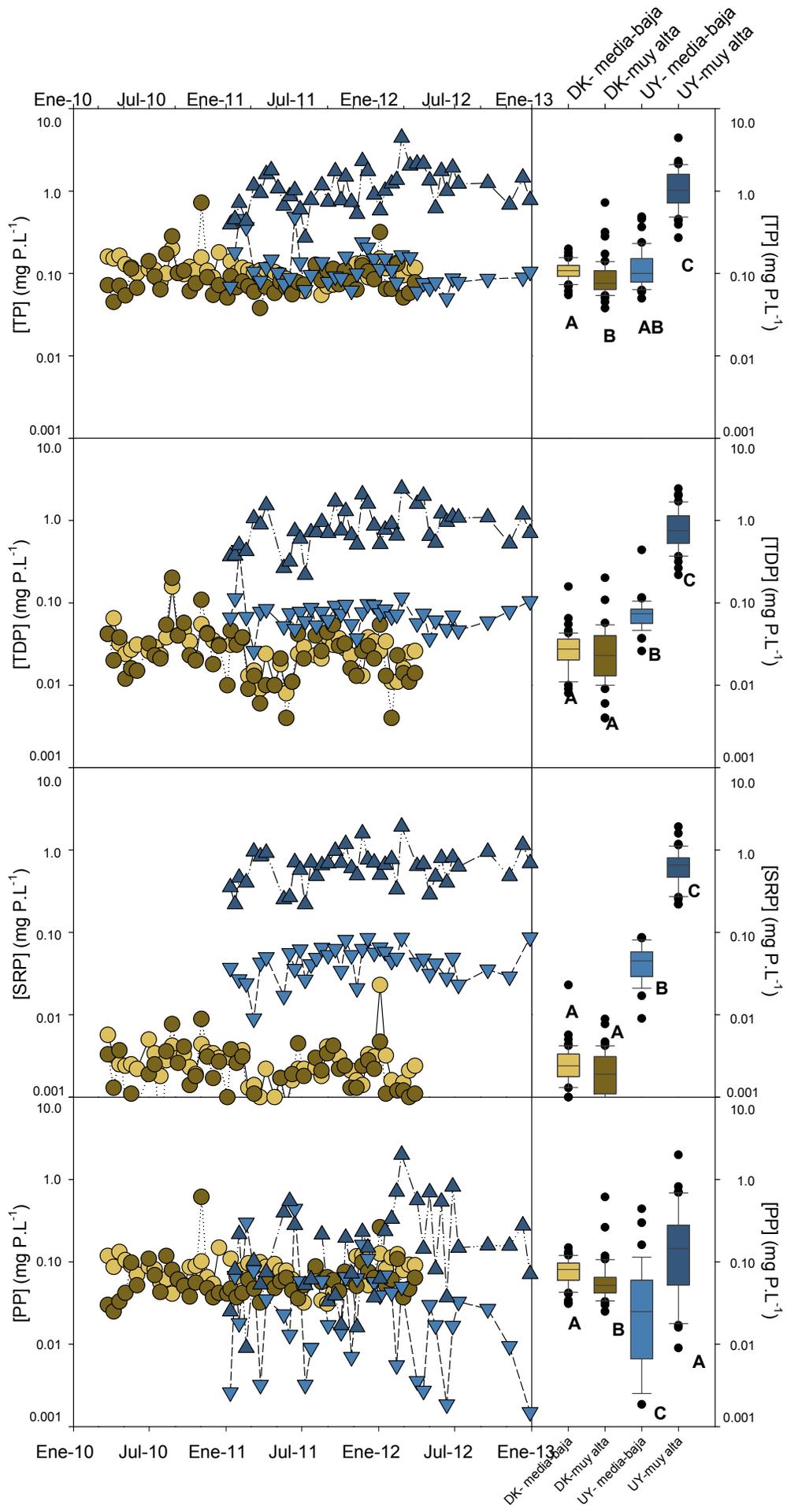
Dentro del set de datos, los mayores niveles de TP se encontraron en el arroyo con muy alta intensidad de uso en Uruguay (min. = 0.271; promedio = 1.024; máx. = 4.436 mg P L<sup>-1</sup>; Fig. 1). En forma opuesta a los esperado dada la intensidad de uso del suelo, la concentración de TP fue baja y levemente menor en el arroyo danés con muy alta intensidad de uso del suelo (promedio = 0.08 mg P L<sup>-1</sup>) respecto a la del arroyo con baja-media intensidad de uso (promedio = 0.11 mg P L<sup>-1</sup>; Fig. 1). No se encontraron diferencias significativas entre ambos arroyos templados y el subtropical con baja-media intensidad de uso (promedio = 0.10 mg P L<sup>-1</sup>; Fig. 1).

Los efectos de la intensidad productiva también fueron diferentes entre países respecto al TDP. Los análisis post hoc revelaron equivalencia para los arroyos

daneses (promedio = 0.028 mg P L<sup>-1</sup> y 0.023 mg P L<sup>-1</sup>), concentraciones intermedias en el arroyo uruguayo con baja-media intensidad productiva y las mayores en el arroyo con muy alta intensidad productiva de Uruguay (promedio = 0.07 y 0.76 mg P L<sup>-1</sup>, respectivamente; Fig. 1).

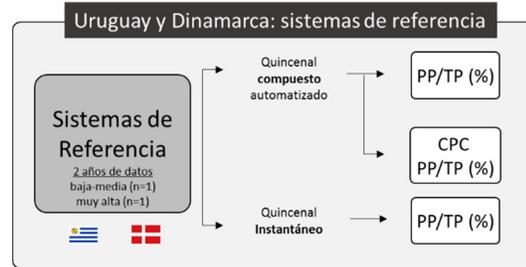
Las concentraciones de SRP se comportaron de forma similar al TDP (Fig. 1), con muy bajas concentraciones en los arroyos templados (la concentración máxima registrada en ambos arroyos fue 0.023 mg P L<sup>-1</sup>), niveles intermedios en el arroyo subtropical con baja-media intensidad productiva (promedio = 0.04 mg P L<sup>-1</sup> y máximo 0.09 mg P L<sup>-1</sup>) y niveles altos en el arroyo uruguayo con muy alta intensidad de uso del suelo (mínimo = 0.22, promedio = 0.66 y máximo = 1.92, siempre como mg P L<sup>-1</sup>; Fig. 1).

La intensidad de uso agrícola del suelo afectó diferencialmente las concentraciones de PP en cada contexto climático/hidrológico. En este caso también se encontraron diferencias significativas entre arroyos (Fig. 1), con los valores mayores y menores registrados en los arroyos subtropicales con muy alta (promedio = 0.15 mg P L<sup>-1</sup>) y baja-media intensidad de uso (promedio = 0.02 mg P L<sup>-1</sup>), respectivamente, y valores intermedios en los arroyos templados (promedio = 0.05 y 0.08 mg P L<sup>-1</sup>). Para los arroyos templados, se encontró mayor concentración en asociación con la mayor intensidad de uso del suelo, mientras en los arroyos subtropicales los mayores valores se encontraron para el arroyo con baja-media intensidad de uso. Otra diferencia marcada fue la mayor variabilidad temporal de la concentración de PP en los arroyos templados que en los subtropicales (Fig. 1).



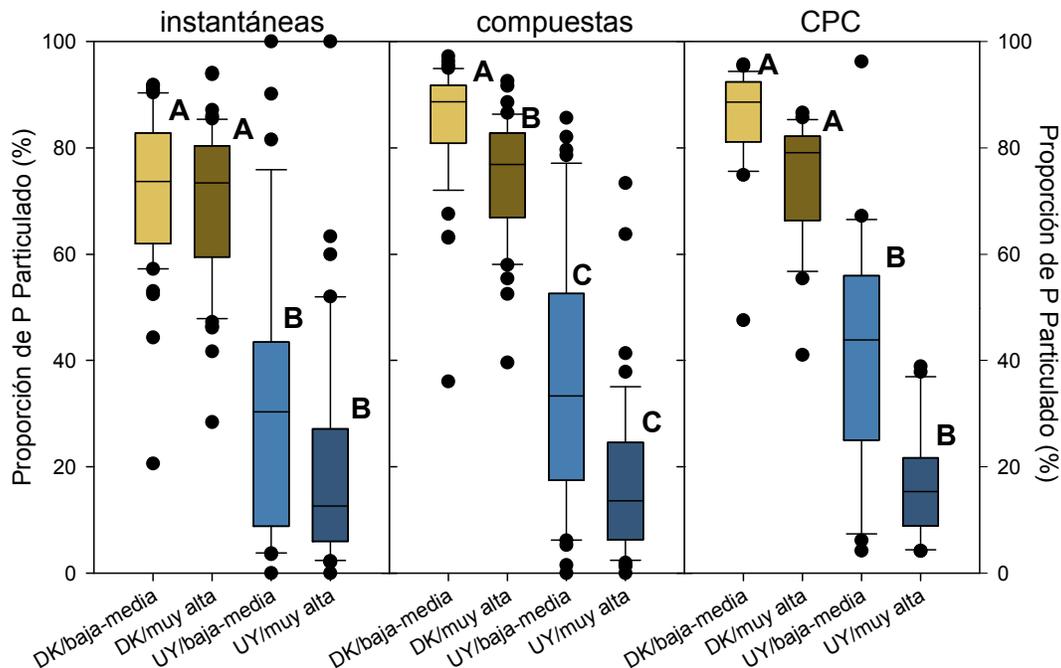
Ver leyenda en página siguiente

**Fig. 1.- Variación de la concentración de TP, TDP, SRP y PP entre sistemas de referencia uruguayos y daneses** (mediante muestras instantáneas quincenales, 2 años de datos). El resultado de los tests de Kruskal-Wallis (factor intensidad de uso del suelo: 2 niveles, anidado en país de origen) fue siempre significativo ( $H_{TP} = 107.805$ ;  $H_{TDP} = 133.298$ ;  $H_{SRP} = 141.157$ ;  $H_{PP} = 43.548$ ;  $p \leq 0.001$ ). A, B, C representan grupos estadísticamente diferentes de acuerdo al análisis post hoc (Dunn, 1964). Los extremos de las cajas indican el primer y tercer cuartil. El valor y la línea horizontal central marca el segundo cuartil (promedio geométrico; ver 9.2.1). Las líneas verticales indican el percentil 10 y 90 respectivamente, y los puntos los outliers. Nótese que los datos se encuentran expresados en escala logarítmica.

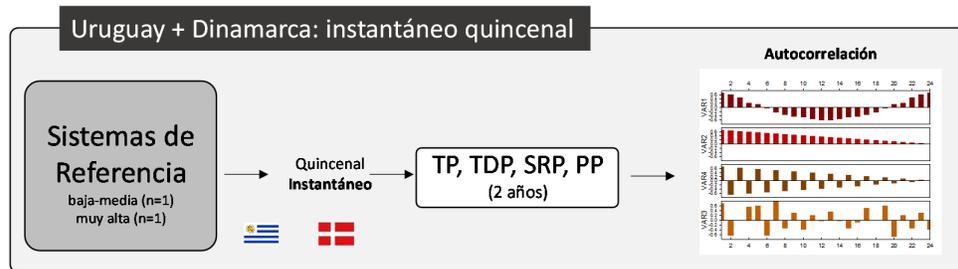


Cuadro 2: set de datos utilizado y estrategia de análisis para la sección.

Para el set de datos completo de Uruguay, se encontró una clara tendencia a una menor contribución relativa de PP (%PP/TP) en el sistema con mayor intensidad de uso del suelo. Para los arroyos de referencia daneses se encontró otro patrón; la contribución relativa de PP fue elevada en las dos cuencas danesas independientemente de la intensidad de uso del suelo y el sistema de muestreo evaluado (Fig. 2). La tendencia mencionada fue opuesta a la esperada. Además, para cada país se percibió una tendencia a una menor contribución relativa de la fracción particulada en los sistemas con muy alta intensidad de uso del suelo, aunque estas diferencias resultaron raramente significativas.



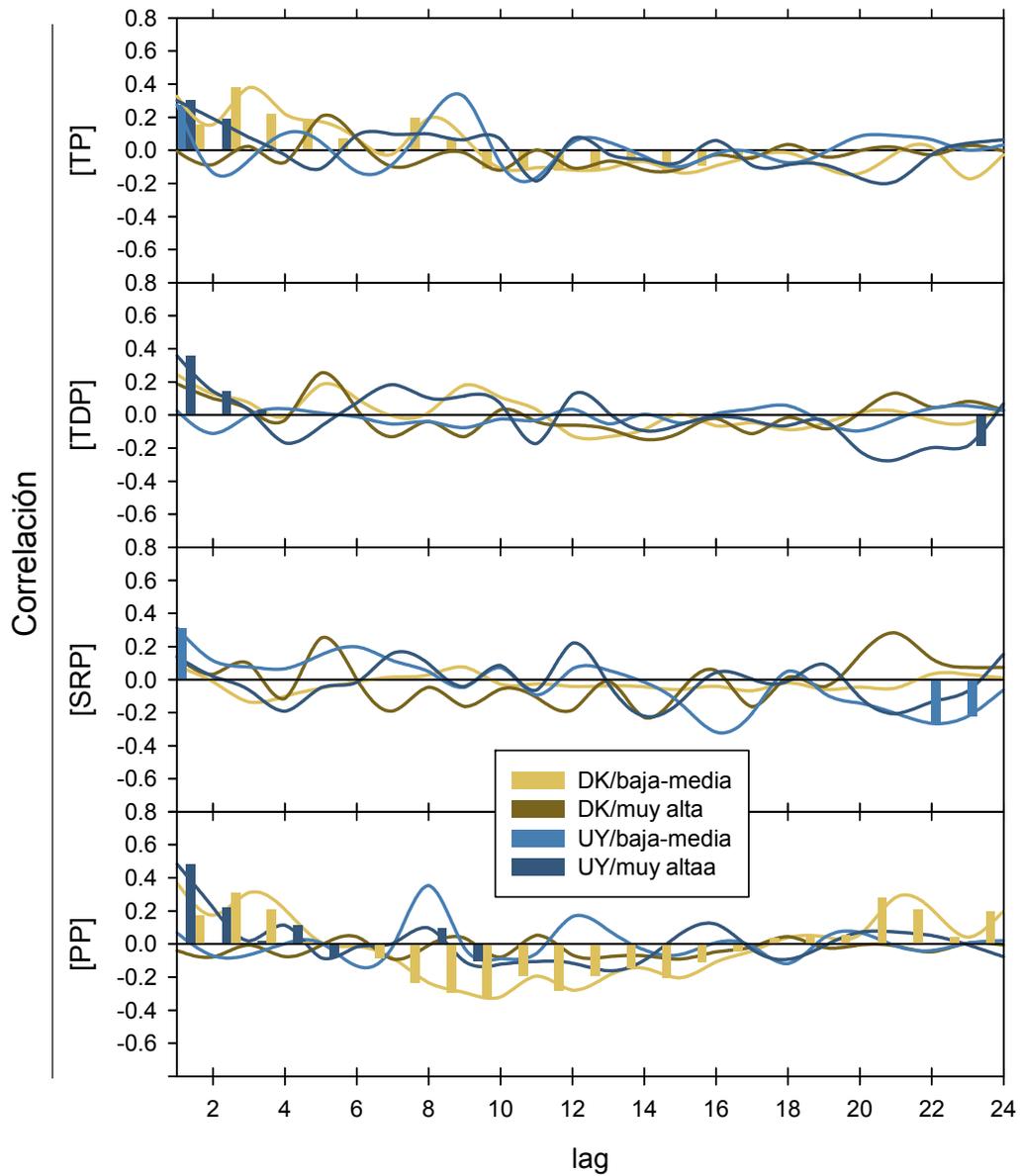
**Fig. 2. Contribución del fósforo particulado (PP) al fósforo total (TP).** Los box plots representan las concentraciones de muestras instantáneas (izquierda), compuestas (centro) y concentraciones ponderadas por caudal calculadas a partir de los muestreos compuestos (derecha). Se consideran 2 años de datos para sistemas de referencia en Uruguay (UY) y Dinamarca (DK) con intensidades de uso productivo del suelo baja-media y muy alta. A, B, C representan grupos estadísticamente diferentes de acuerdo al resultado de los ANOVAs y tests *post hoc*. Los extremos de las cajas indican el primer y tercer cuartil. El valor y la línea horizontal central marca el segundo cuartil (promedio geométrico; ver 9.2.1). El extremo de las líneas verticales indica el percentil 10 y 90 respectivamente, y los puntos los *outliers*.



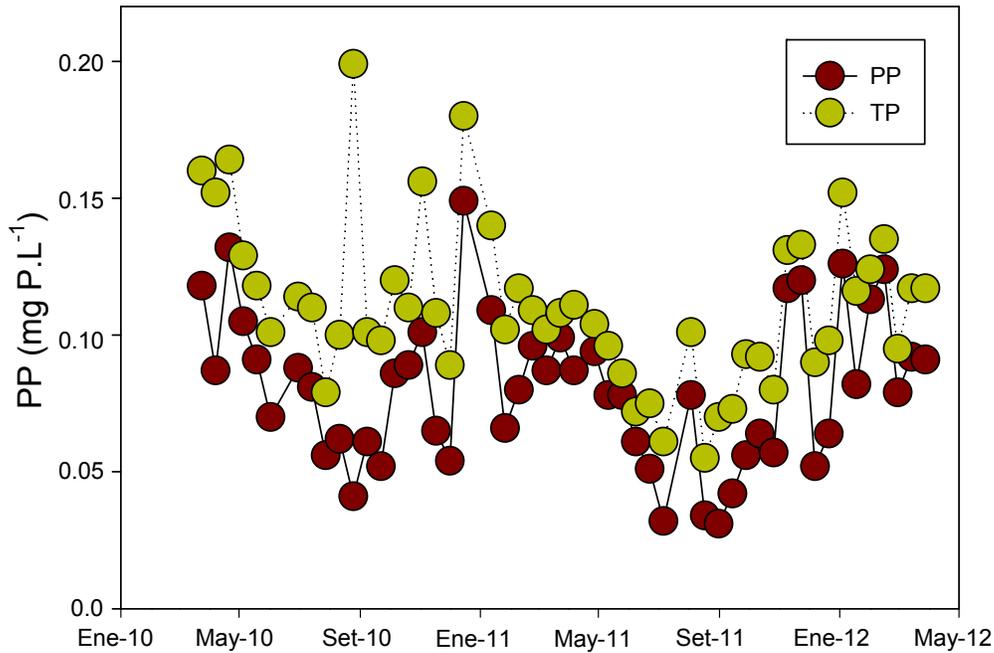
Cuadro 4: set de datos utilizado y estrategia de análisis para la sección.

En un análisis primario (Cuadro 4), la variación temporal de los datos no mostró señales evidentes de fluctuaciones estacionales o periodicidad de algún tipo (Fig. 1). En concordancia, el nivel de dependencia temporal entre muestras de la misma variable (autocorrelación) fue inexistente o muy bajo en magnitud para los arroyos de ambos países (Fig. 3). En las pocas ocasiones en las que los arroyos uruguayos presentaron autocorrelaciones significativas, éstas se caracterizaron por ser mayormente positivas y darse para muestras consecutivas (entre  $t$  y  $t+1$ ) o con continuidad sólo a escala mensual (hasta  $t+2$ ). Por otra parte, el arroyo danés con muy alta intensidad agrícola no presentó ninguna autocorrelación significativa, sugiriendo que los procesos de cambio de concentración involucran escalas temporales diferentes a las analizadas.

El patrón de autocorrelación de mayor relevancia fue observado para el PP en el arroyo danés con baja-media intensidad, donde se observó un comportamiento cíclico similar al típico de escala anual (8.8), con valles en verano y picos de concentración durante el invierno (Fig. 3 y 4). El mismo arroyo exhibió también autocorrelaciones significativas con características cíclicas pero más débiles para el TP, con un período algo más corto y con magnitudes decrecientes (la significancia desaparece a las 8 meses; Fig. 4). El fuerte vínculo entre PP y el TP en este arroyo ya fue establecido anteriormente (Fig. 2).

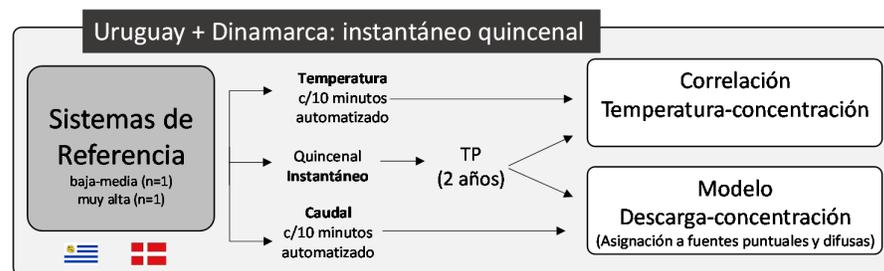


**Fig. 3.- Autocorrelaciones para la concentración de TP, TDP, SRP y PP en los arroyos de referencia uruguayos y daneses** (mediante muestras instantáneas quincenales, 2 años de datos). Los intervalos o *lags* representa el retardo ( $t+n$ ) considerado para el análisis de cada correlación. Las líneas y las barras representan el mismo set de datos. Las barras fueron incluidas únicamente en los casos en los que la autocorrelación resultara significativa. Obsérvese el amplio dominio de las autocorrelaciones no significativas.



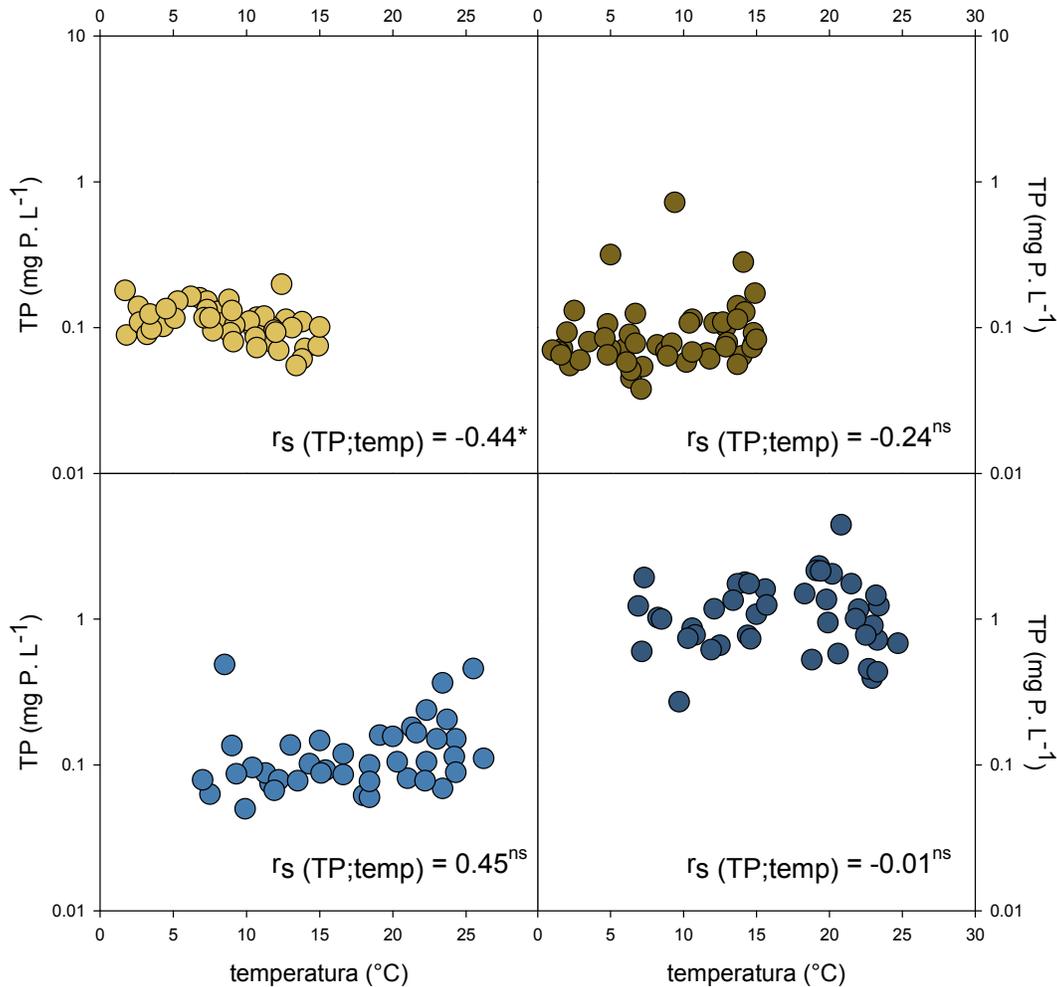
**Fig. 4.- Patrón de variación de la concentración de PP y TP para el arroyo de referencia danés con baja-media intensidad de uso del suelo** (mediante muestras instantáneas quincenales, 2 años de datos). Las variables incluidas fueron las únicas que presentaron autocorrelaciones significativas y evidencias de ciclicidad intra-anual.

### 9.3.2. Vínculo entre la concentración de fósforo total, la temperatura y el caudal



Cuadro 1: set de datos utilizados y estrategia de análisis para la sección.

La variación de temperatura no fue un factor condicionante de la concentración de TP en los cuatro arroyos de referencia, asociándose únicamente a la variabilidad de TP en el arroyo danés con baja-media intensidad productiva (Fig. 5). Los demás sistemas de referencia, tanto en Dinamarca como en Uruguay, no presentaron relación estadísticamente significativa entre el TP y la temperatura del agua (Fig. 5).



**Fig. 5.-** Relación entre la concentración de fósforo total y la temperatura del agua evaluada para el set de los cuatro arroyos de referencia en UY y DK (mediante muestreo instantáneo quincenal por 2 años). Únicamente se encontró una correlación de Spearman ( $r_s$ ) significativa para el arroyo danés con baja-media intensidad de uso (\*  $p \leq 0.05$ , ns no significativo).

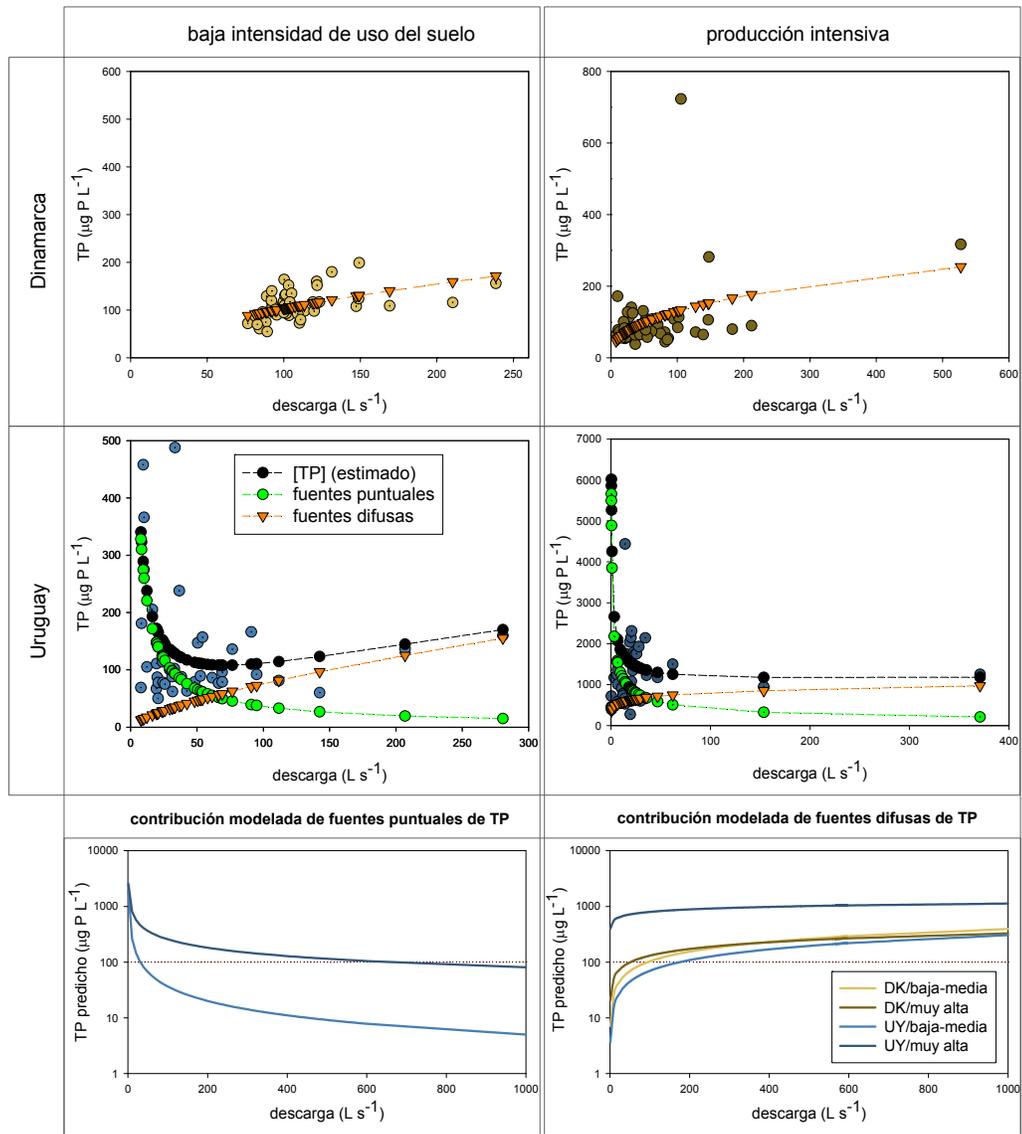
Por otra parte, en ambos arroyos de referencia uruguayos la relación entre descarga y concentración de TP exhibió el típico patrón descrito por Bowes *et al.* (2008), donde se modelan los aportes aditivos de fuentes puntuales y difusas (Fig. 6). Esto es, a bajas descargas hubo elevadas concentraciones, seguidas por un declive pronunciado de la concentración a descargas intermedias (atribuido a la dilución del P originado en fuentes puntuales), mientras que a mayores descargas hubo un incremento leve de la concentración (asociada al efecto de aumento de los aportes desde fuentes difusas; Fig. 6).

Contrariamente, las relaciones para los arroyos templados no mostraron efectos de dilución de P asimilables a ingresos por fuentes puntuales, y el mejor ajuste se obtuvo cuando se consideraron únicamente las fuentes de origen difuso (Fig. 6; Tabla 1). La performance del ajuste de los modelos, evaluada con el coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe, fue generalmente baja (el coeficiente varía de  $-\infty$  a 1), alcanzando un valor máximo de 0.25 para el arroyo templado con baja-media intensidad de uso del suelo (Tabla 1; Nash y Sutcliffe, 1970; Moriasi *et al.*, 2007).

La marcada contribución de fuentes de P con comportamiento puntual en las cuencas de referencia de Uruguay no se ajustó a lo esperado, resultando particularmente llamativa en la cuenca con baja-media intensidad de uso, donde únicamente se encuentran casas dispersas y una población total en el entorno de 20 habitantes (ver 7.2.1).

El sistema uruguayo con muy alta intensidad de uso presentó siempre mayor concentración de P en el agua proveniente tanto de fuentes puntuales como difusas que el arroyo con intensidad baja-media (Fig. 6). Considerando únicamente las fuentes de origen puntual, la menor concentración de TP en ese arroyo, esperable de acuerdo al modelo, se encontraría en el entorno de 0.10 mg P.L<sup>-1</sup> (Fig. 6). Por otra parte los aportes de origen difuso justifican por sí solos concentraciones mínimas esperables teóricamente de 0.40 mg P.L<sup>-1</sup> (Fig. 6). En consecuencia puede verse que para lograr valores de concentración de PT de 0.10 mg P.L<sup>-1</sup>, resultaría imprescindible eliminar la totalidad de los aportes puntuales y reducir a la cuarta parte el valor mínimo asignado por el modelo a fuentes difusas (Fig. 6).

En cambio, el comportamiento de la relación caudal-concentración de TP para ambos arroyos daneses fue muy similar entre sí, presentando para todo el rango de caudal concentraciones esperadas levemente superiores a las del arroyo uruguayo con baja-media intensidad productiva (Fig. 6).

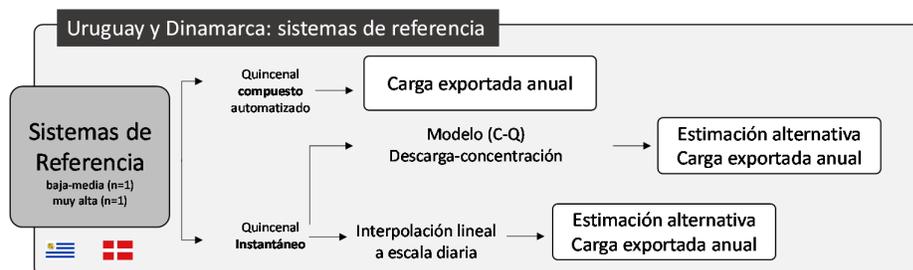


**Fig. 6. Modelos de asignación de fuentes de fósforo generados de acuerdo a la propuesta de Bowes et al. (2008) a partir de las concentraciones de fósforo total medidas en las muestras quincenales instantáneas y el caudal instantáneo para los cuatro arroyos de referencia. Se representan los valores medidos, los valores de TP predichos por el modelo (negro), integrando las concentraciones asignadas a fuentes puntuales (verde) y difusas (naranja). Abajo: **Concentración de TP asignada a fuentes puntuales y difusas** (para cada arroyo de referencia (rango de caudales de 0 a 1000  $\text{L s}^{-1}$ )). Nótese que las concentraciones se encuentran expresadas como  $\mu\text{g P.L}^{-1}$  y en escala logarítmica. Los rangos de concentración son diferentes entre gráficas.**

**Tabla 1.- Parámetros estimados para los modelos de asignación de fuentes para cada arroyo de referencia.** No fueron detectadas fuentes puntuales para las cuencas danesas. A y B son las constantes de proporcionalidad y B, D los exponentes. RSS: suma residual de cuadrados. NSC: coeficiente de Nash-Sutcliffe. Téngase en cuenta que los modelos fueron ajustados a partir de datos de concentración expresados en  $\mu\text{g P.L}^{-1}$  (no en  $\text{mg P.L}^{-1}$  como el resto de la tesis) y caudal expresado en  $\text{L.s}^{-1}$ .

Fuente	Parámetro	Uruguay		Dinamarca	
		baja-media	muy alta	baja-media	muy alta
Puntual	A	1915	2550	0	0
	B	0.140	0.501	-	-
Difusa	C	3.658	399.000	7.145	20.677
	D	1.64	1.15	1.58	1.40
Global	RSS ( $10^3$ )	253	36362	42.5	460
	NSC	0.12	0.10	0.25	0.12

### 9.3.3. Comparación de metodologías alternativas para la estimación de cargas exportadas



Cuadro 5: set de datos utilizado y estrategia de análisis para la sección.

Las estimaciones directas de la carga exportada realizadas a partir de las muestras compuestas fueron consideradas como las de mayor exactitud (ver 8.5). Sobre este supuesto, se evaluaron las desviaciones relativas de los otros dos métodos de cálculo basados en el muestreo instantáneo (C-Q e interpolación lineal; Cuadro 5). Cabe aclarar que las estimaciones se realizaron en una base anual por un período de 2 años, por lo que no fue posible testear estadísticamente las diferencias.

La relación entre la magnitud de las cargas exportadas y la intensidad de uso del suelo varió entre países, presentando una tendencia similar a la registrada para las concentraciones de todas las especies fosforadas. Fue así que, consistentemente en los tres métodos de cálculo, a mayor intensidad productiva

se registró una menor carga exportada en Dinamarca, y mayor en Uruguay (Tabla 2).

Más allá de las similitudes, la comparación de las estimaciones de carga de TP exportado realizadas por el método de interpolación lineal mostró un patrón hacia la subestimación en las cuencas danesas y de sobrestimación en las uruguayas (Tabla 2 y 3). Este sesgo fue siempre mayor en magnitud para las cuencas con baja-media intensidad de uso.

Para las dos cuencas con muy alta intensidad productiva, los modelos C-Q tuvieron muy buen desempeño tanto en la magnitud de la estimación global, como en su variabilidad temporal (Tabla 2 y 3). Sin embargo, las mayores discrepancias en las estimaciones de TP exportado se obtuvieron cuando se utilizó el modelo C-Q para la cuenca uruguaya con baja-media intensidad de uso (364-400%; Tabla 2 y 3).

La contribución del PP al P exportado en las cuencas danesas nunca estuvo por debajo del 65% de la carga anual exportada (Tabla 2). Un patrón contrastante se obtuvo para los arroyos uruguayos, donde la contribución del PP nunca excedió el 48% del TP, alcanzando valores tan bajos como el 13.6% (Tabla 2). Esta estimación de una mayor contribución del PP en las cuencas danesas se mantuvo en las estimaciones realizadas con los tres métodos, y fue concordante con lo encontrado en el análisis de concentraciones ya expuesto (Fig. 4).

En las cuencas de Uruguay, la mayor contribución al P exportado provino de fuentes puntuales, cuyos aportes fueron siempre superiores al 83%. Hubo un máximo de 8% del total estimado como proveniente de fuentes humanas (Tabla 2). En las cuencas danesas, los aportes humanos llegaron a representar hasta el 18% del P exportado, aunque los mismos no fueron suficientemente altos como para ser detectables como fuentes puntuales en las relaciones C-Q (Tablas 1 y 2).

**Tabla 2.- Estimaciones alternativas de cargas de fósforo total (TP) y total disuelto (TDP) exportadas de las cuatro cuencas de referencia (kg P.ha<sup>-1</sup>).** Se incluyen estimaciones de: %PP- proporción de la carga exportada como fósforo particulado [%PP = 100\*(TP-TDP)/TP]; % fh- proporción del fósforo exportado proveniente de fuentes humanas/habitantes de la cuenca; %fp- proporción del fósforo exportado asignado a fuentes puntuales de acuerdo al método de Bowes et al. (2008). Abreviaturas: COMP: estimación realizada a partir de muestras compuestas, IL: interpolación lineal y C-Q modelación concentración-descarga aplicando el modelo de asignación de fuentes (estimación sólo para TP). Se especifica el lugar de origen e intensidad de producción.

		DK/baja-media			DK/muy alta		
		COMP	IL	C-Q	COMP	IL	C-Q
Año 1	TP	1.09 (12.5% fh)	0.64	0.61 (0% fp)	0.34 (10.5% fh)	0.29	0.34 (0% fp)
	TDP	0.17	0.20	\	0.08	0.10	\
	% PP.	84.4	68.6	\	76.5	66.9	\
Año 2	TP	0.74 (17.7% fh)	0.47	0.54 (0% fp)	0.35 (10.4% fh)	0.25	0.33 (0% fp)
	TDP	0.10	0.11	\	0.07	0.06	\
	% PP.	86.5	76.4	\	80	76.9	\

		UY/baja-media			UY/muy alta		
		COMP	IL	C-Q	COMP	IL	C-Q
Año 1	TP	0.13 (6.9% fh)	0.25	0.52 (89.7% fp)	2.28 (7.5% fh)	2.36	2.86 (83.1% fp)
	TDP	0.08	0.13	\	1.97	1.83	\
	% PP.	38.5	48	\	13.6	22.5	\
Año 2	TP	0.25 (3.6% fh)	0.27	0.91 (83,6% fp)	5.20 (4.2% fh)	5.76	5.19 (86.5% fp)
	TDP	0.14	0.21	\	4.07	4.7	\
	% PP.	44	22.2	\	21.7	18.4	\

**Tabla 3.- Ajuste relativo de los distintos métodos de estimación de carga exportada en relación con la estimación realizada a partir las muestras compuestas.** 100% representa el mismo valor de exportación de P en kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. IL: interpolación lineal y C-Q modelación concentración-descarga aplicando el modelo de asignación de fuentes. Se especifica el lugar de origen e intensidad de producción en las cuencas respectivas.

		Dinamarca				Uruguay			
		Baja-media		Muy alta		Baja-media		Muy alta	
		LI	C-Q	LI	C-Q	LI	C-Q	LI	C-Q
1 <sup>er</sup> año	TP	58.7%	56.0%	85.3%	100.0%	192.3%	400.0%	103.5%	125.4%
	TDP	117.6%	\	125.0%	\	162.5%	\	92.9%	\
2 <sup>o</sup> año	TP	63.5%	73.0%	71.4%	94.3%	108.0%	364.0%	110.8%	99.8%
	TDP	110.0%	\	85.7%	\	150.0%	\	115.5%	\

#### 9.3.4. Resumen de los principales resultados

- La intensidad de uso agrícola del suelo afectó la concentración y carga exportada de TP y sus fracciones de forma diferencial para cada contexto climático/hidrológico. Todas las especies fosforadas tuvieron una menor concentración y carga exportada asociadas a la mayor intensidad productiva en Dinamarca (relación inversa), mientras que en los arroyos uruguayos se registró el patrón contrario (relación directa). Estos resultados no apoyan la idea de la existencia de un legado de fósforo en las cuencas danesas dado por la mayor utilización histórica de fertilizantes (ver 7.2).
- El mayor nivel de P registrado en el arroyo danés con baja-media intensidad productiva podría ser explicado por diferentes procesos, incluyendo una mayor erosión causada por la mayor potencia del flujo derivada de la mayor descarga anual que caracteriza al sistema (Laubel *et al.*, 2003), y/o la descarga de aguas subterráneas con elevado nivel natural de SRP (Kronvang *et al.*, 2007). Por otra parte, podría ocurrir una mayor retención de P en la cuenca con muy alta intensidad productiva, causada por la mayor oxigenación del suelo promovida por las obras de drenaje típicas de la agricultura aplicada en Dinamarca (Leinweber *et al.*, 2002).
- No se encontraron indicios de que la temperatura afectara los niveles de fósforo en los arroyos de referencia. Por otra parte, las relaciones caudal-concentración sugieren que el régimen de precipitación/escorrentía regula la concentración de TP en los arroyos, con fuerte dependencia respecto de las características de las fuentes presentes en cada cuenca.
- La variabilidad de la concentración de PP fue muy elevada en los arroyos uruguayos, lo que se interpreta como el resultado de su mayor variabilidad hidrológica (*flashiness*). Sin embargo, la cantidad de PP exportado no fue sistemáticamente mayor en los sistemas hidrológicamente más variables, lo que resultó opuesto a lo esperado. Por otra parte, en ambas cuencas uruguayas predominaron ampliamente los aportes de P disuelto.

- Únicamente el arroyo danés con baja-media intensidad productiva presentó señales de ciclicidad estacional para TP y PP.

La limitada relación estadística entre instancias de muestreo para todos los demás arroyos y variables (autocorrelación) cuestiona la aplicabilidad de los métodos de interpolación lineal de concentraciones.

- Sin embargo, no se encontró un desempeño inferior del método de interpolación lineal en los sistemas uruguayos (más variables hidrológicamente), en comparación con los sistemas daneses. Los resultados de las metodologías alternativas de estimación de cargas presentaron buen desempeño en cuanto al ordenamiento relativo de las cargas exportadas entre sistemas, pero existieron sesgos sistemáticos y diferencias entre ambos países y ambas intensidades productivas.

## 9.4. Efectos de la intensidad agrícola sobre la dinámica del N en arroyos de cabecera bajo distintos regímenes climático/hidrológicos

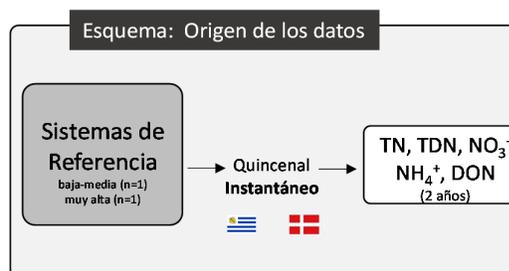
### Objetivo específico:

Caracterizar la dinámica del N en arroyos, y su relación con la intensidad productiva y las condiciones climáticas/hidrológicas

Las hipótesis analizadas en esta sección incluyen:

- A mayor intensidad productiva, los arroyos exhibirán mayor concentración y carga exportada de nitrógeno total y sus fracciones, independientemente del contexto climático/hidrológico.
  - Supuesto asociado: ver 6.1
- Una mayor intensidad de uso agrícola del suelo determina una mayor contribución de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) al nitrógeno total, independientemente del contexto climático/hidrológico.
  - Supuesto asociado: el  $\text{NO}_3^-$  es muy soluble en agua en presencia de todos los cationes presentes en el suelo y no es adsorbido, por lo que es vulnerable a ser lavado, lixiviado, percolado y transportado masivamente por las aguas subterráneas (Addiscott, 1996).
- Los arroyos con alta intensidad de producción en DK, presentarán mayores niveles de  $\text{NO}_3^-$  en agua que sus paralelos en UY.
  - Supuesto asociado: Los arroyos de DK presentan mayor contribución de aguas subterráneas (BFI; ver 9.1.2) y mayor legado de nitrógeno por utilización de fertilizantes nitrogenados (ver 7.2).
- Los esquemas de monitoreo de baja frecuencia exhibirán peor desempeño en los arroyos de UY.
  - Supuesto asociado: la mayor variabilidad hidrológica de los arroyos de UY hace que sea mayor la probabilidad de perder eventos de transporte de nutrientes cuantitativamente relevantes dentro del set de datos.

### 9.4.1. Dinámica del Nitrógeno en arroyos de referencia

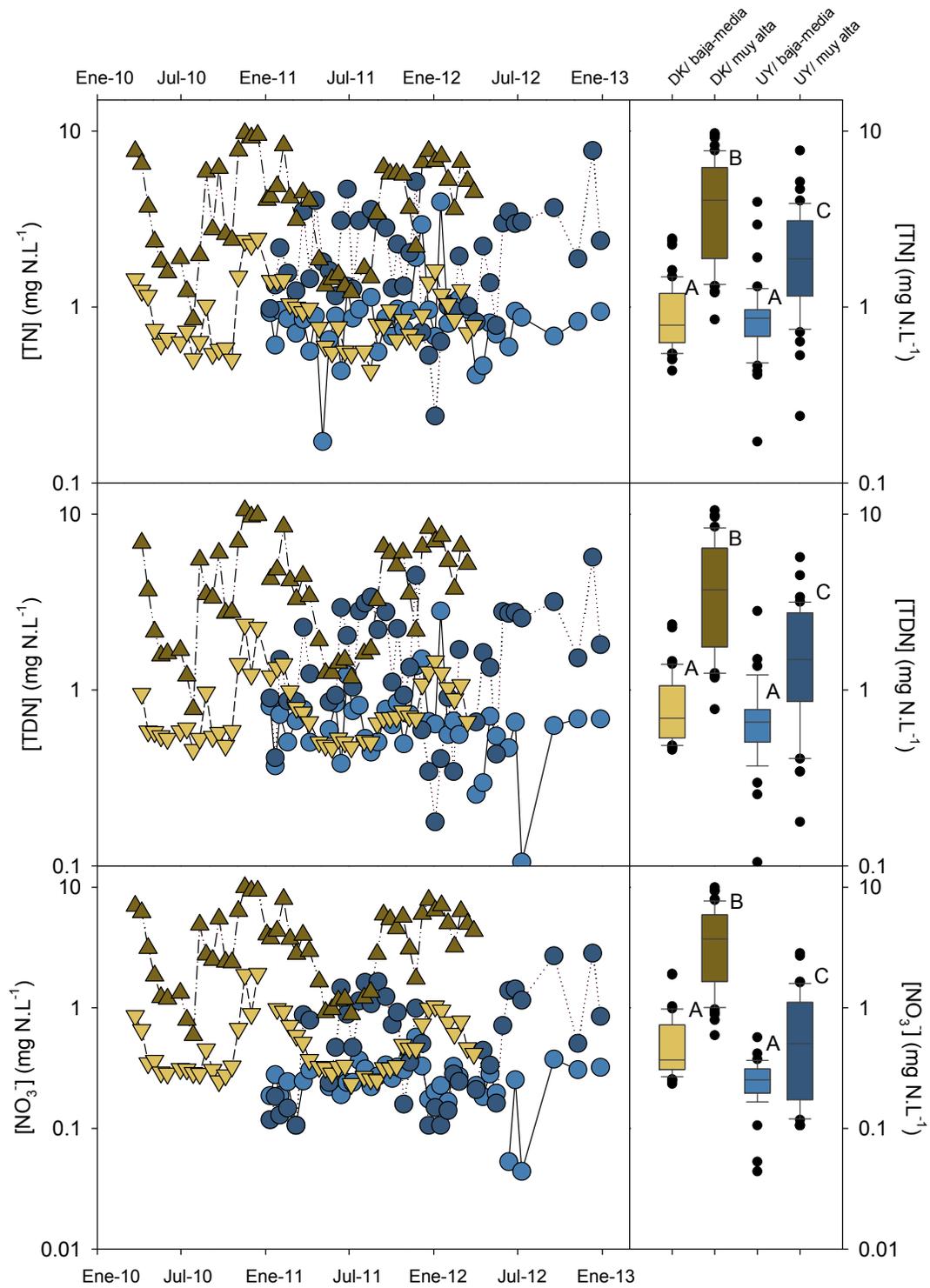


Cuadro 1: set de datos utilizado y estrategia de análisis para la sección.

La intensidad productiva en las cuencas fue un factor determinante en la concentración de TN en el agua de los arroyos de referencia (analizada mediante los muestreos instantáneos quincenales por dos años, Cuadro 1), tanto en Dinamarca como en Uruguay (Tabla 1; Fig. 1 arriba). Esto se expresó por niveles bajos y estadísticamente equivalentes en ambas cuencas con baja-media intensidad productiva (en el entorno de  $1.0 \text{ mg N L}^{-1}$ ) y una concentración de TN significativamente mayor en ambos arroyos de muy alta intensidad productiva ( $1.8 \text{ mg N L}^{-1}$  para el sistema uruguayo y  $3.6 \text{ mg N L}^{-1}$  para el arroyo danés; Fig. 1 arriba).

**Tabla 1. Efectos de la intensidad productiva y la condición climática/hidrológica sobre las concentraciones de N en arroyos**, de acuerdo a los tests ANOVA de 2 vías (factores: intensidad de uso anidado en condición climática/hidrológica). Se reportan los valores de F y los grados de libertad respectivos. Nivel de significancia: no significativos: ns,  $P > 0.1$ , marginalmente significativos: ms,  $0.05 < P < 0.1$ , \*:  $P < 0.05$ , \*\*:  $P < 0.01$ , \*\*\*:  $P < 0.001$ . Los resultados de los análisis post hoc se muestran en las Figuras 1 a 3.

	Uruguay vs. Dinamarca	Intensidad de uso anidado en país	Interacción entre factores
TN	$F_{(1, 186)}=23.73$ ***	$F_{(2, 186)}=70.44$ ***	$F_{(1, 186)}=378.9$ ***
TDN	$F_{(1, 181)}=38.16$ ***	$F_{(2, 181)}=71.85$ ***	$F_{(1, 181)}=307.1$ ***
NO3	$F_{(1, 186)}=78.25$ ***	$F_{(2, 186)}=80.12$ ***	$F_{(1, 186)}=193.6$ ***
DON	$F_{(2, 181)}=27.27$ ***	$F_{(2, 181)}=24.42$ ***	$F_{(1, 181)}=255.1$ ***
NH4	$F_{(2, 186)}=0.19$ , $p=0.66$ ns	$F_{(2, 186)}=10.05$ ***	$F_{(1, 186)}=140.3$ ***
DIN	$F_{(2, 186)}=76.98$ ***	$F_{(2, 186)}=79.88$ ***	$F_{(1, 186)}=212.57$ ***
DIN/TDN	$F_{(2, 181)}=179.67$ ***	$F_{(2, 181)}=14.67$ ***	$F_{(1, 181)}=2744.1$ ***



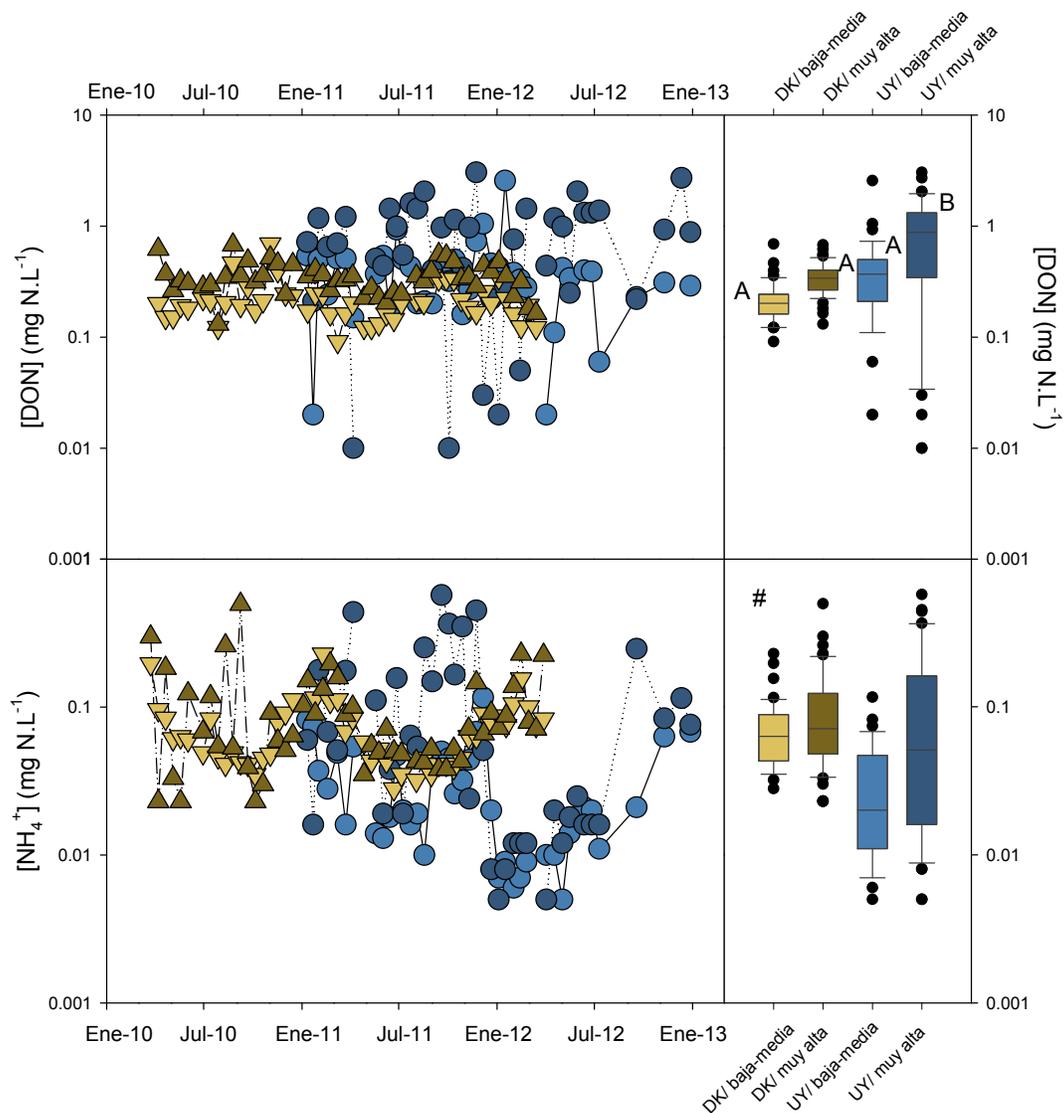
**Fig. 1. Variabilidad de la concentración de nitrógeno total (TN), TDN y  $\text{NO}_3^-$  para cada uno de los cuatro arroyos de referencia muestreados instantánea y quincenalmente.** Los datos corresponden a un período de 2 años. A, B, C representan grupos estadísticamente diferentes de acuerdo al análisis post hoc (Bonferroni). Los extremos de las cajas indican el primer y tercer cuartil. Obsérvese la fuerte similitud entre gráficas. El valor y la línea horizontal central marcan el segundo cuartil (promedio geométrico; ver 9.2.1). Las líneas verticales indican el percentil 10 y 90 respectivamente, y los puntos los outliers. Nótese que los datos se encuentran expresados en escala logarítmica y las escalas de concentración son diferentes.

El Nitrógeno total disuelto (TDN) constituyó la fracción mayoritaria y exhibió variaciones similares a las descritas anteriormente para el TN. Fue así que el TDN fue afectado por la intensidad de producción en las cuencas: las concentraciones fueron bajas y estadísticamente equivalentes entre los dos arroyos de menor intensidad de uso (promedio 0.6 a 0.8 mg N L<sup>-1</sup>), concentraciones intermedias en el arroyo de Uruguay con mayor intensidad de uso (promedio 1.3 mg N L<sup>-1</sup>), mientras que los valores más elevados se encontraron en el arroyo danés con mayor intensidad de uso (3.5 mg N L<sup>-1</sup>; Tabla 1; Fig. 1).

La concentración de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> siguió el mismo patrón, con niveles bajos y estadísticamente equivalentes en los dos arroyos con baja-media intensidad de uso (promedios por debajo de 0.47 mg N L<sup>-1</sup>), un nivel intermedio en el sistema uruguayo con muy alta intensidad productiva (promedio 0.50 mg N L<sup>-1</sup>) y el más elevado en el danés con muy alta intensidad de uso (3.11 mg N L<sup>-1</sup>; Tabla 1; Fig. 1). La concentración de DIN ([DIN] = [NO<sub>3</sub><sup>-</sup>] + [NH<sub>4</sub><sup>+</sup>]) fue superior en el sistema danés con muy alta intensidad agrícola respecto a todos los demás arroyos, que no presentaron diferencias estadísticamente significativas.

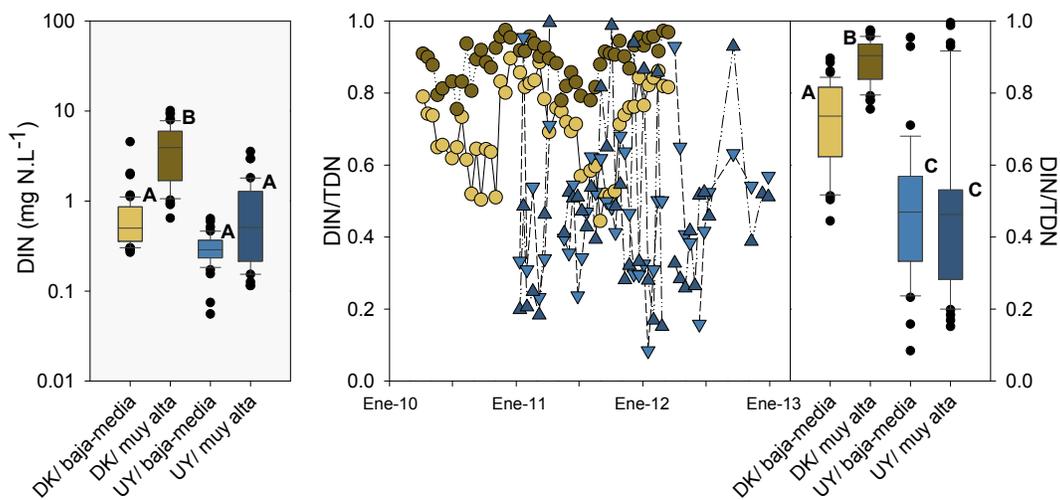
Inesperadamente, no se encontró un incremento del nivel de DON asociado a la intensidad de uso del suelo en los arroyos de ambos países. Únicamente el arroyo con muy alta intensidad agrícola exhibió un nivel significativamente más elevado de DON (0.53 mg N L<sup>-1</sup>), respecto a los demás 3 arroyos monitoreados (entre 0.20 y 0.33 mg N L<sup>-1</sup> en promedio; Tabla 1; Fig. 2). Aunque no hubo diferencias significativas, se detectó una tendencia a mayores niveles de DON en los arroyos uruguayos respecto a los daneses, y de incremento con aumentos en la intensidad de producción en ambos países.

Las concentraciones medias de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> estuvieron siempre por debajo de 0.1 mg N L<sup>-1</sup>, y no se percibieron diferencias sistemáticas asignables a la intensidad productiva o a las condiciones climático/hidrológicas (Tabla 1; Fig. 2).



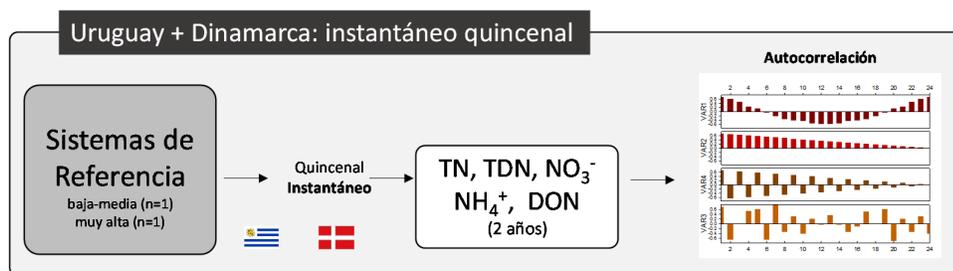
**Fig. 2.- Variación de la concentración de DON y  $\text{NH}_4^+$  entre los arroyos de referencia uruguayos y daneses** (muestras instantáneas quincenales, 2 años de datos). A, B representan grupos estadísticamente diferentes de acuerdo al análisis post hoc. Para el caso del  $\text{NH}_4^+$  marcado como "#": UY-baja-media < UY-muy alta; UY-baja-media < DK muy alta; DK muy alta = UY-muy alta y DK baja-media). Los extremos de las cajas indican el primer y tercer cuartil. El valor y la línea horizontal central marca el segundo cuartil (promedio geométrico; ver 9.2.1). Las líneas verticales indican el percentil 10 y 90 respectivamente, y los puntos los outliers. Nótese que los datos se encuentran expresados logarítmicamente y que las escalas difieren.

La concentración de nitrógeno inorgánico disuelto (i.e.  $[DIN] = [NO_3^-] + [NH_4^+]$ ) fue mayor en el sistema danés con muy alta intensidad agrícola (promedio  $3.23 \text{ mg N.L}^{-1}$ ) respecto de todos los demás arroyos, que no presentaron diferencias significativas entre sí (promedios entre  $0.28$  y  $0.55 \text{ mg N.L}^{-1}$ ; Fig. 4). Independientemente de la intensidad de uso del suelo, el cociente DIN/TDN fue más elevado en los sistemas de referencia daneses que en los de Uruguay (Tabla 1; Fig. 3). El arroyo danés con muy alta intensidad productiva exhibió los mayores cocientes (siempre por encima de  $0.7$ ), lo que claramente depende de la fuerte predominancia de  $NO_3^-$  (Fig. 2). Aunque en Uruguay tanto el DIN como el DON presentaron mayores concentraciones en el sistema con muy alta intensidad de uso (Fig. 1 y 2), sus contribuciones proporcionales al TDN no variaron (recordar que  $[TDN] = [DIN] + [DON]$ ; Fig. 3).



**Fig. 3. Variación de la concentración de DIN entre sistemas de referencia uruguayos y daneses y su contribución al nitrógeno total disuelto (TDN)** (muestras instantáneas quincenales, 2 años de datos). Los boxplots representan las concentraciones de muestras instantáneas. Obsérvese la intensa asociación del cociente DIN/TDN con las condiciones climáticas/hidrológicas. Ténganse en cuenta que  $1 - (DIN/TDN) = DON/TDN$ . Se consideran 2 años de datos para sistemas de referencia en Uruguay (UY) y Dinamarca (DK) con intensidades de uso productivo del suelo baja-media y muy alta. A, B, C representan grupos estadísticamente diferentes de acuerdo al resultado de los ANOVAs. Los extremos de las cajas indican el primer y tercer cuartil. El valor y la línea horizontal central marca el segundo cuartil (promedio geométrico; ver 9.2.1). El extremo de las líneas verticales indica el percentil 10 y 90 respectivamente, y los puntos los *outliers*.

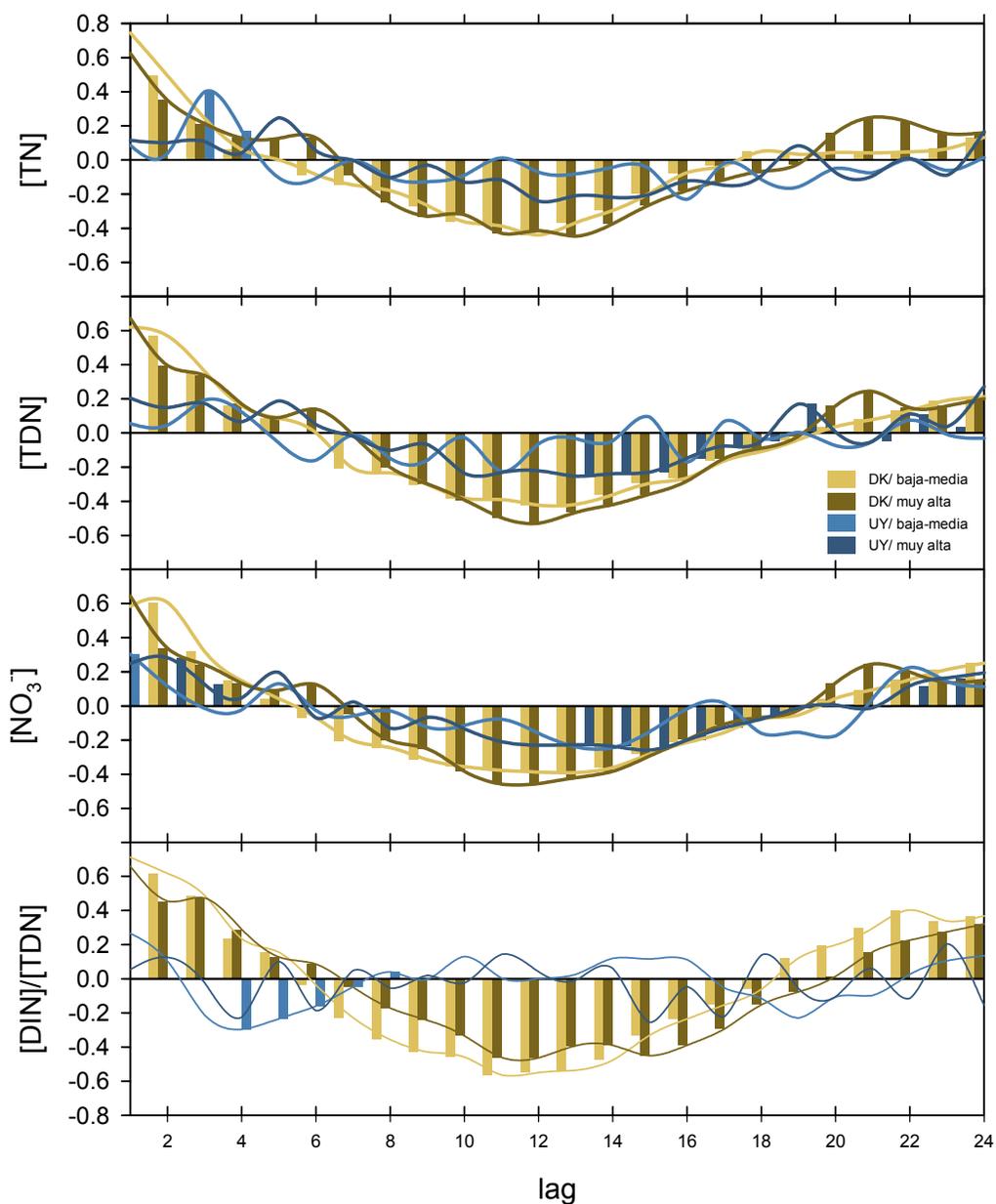
La variación temporal de las distintas especies de Nitrógeno se estudió mediante análisis de autocorrelaciones (Cuadro 2), tal como se hizo en el caso del fósforo.



Cuadro 2: set de datos utilizado y estrategia de análisis para la sección.

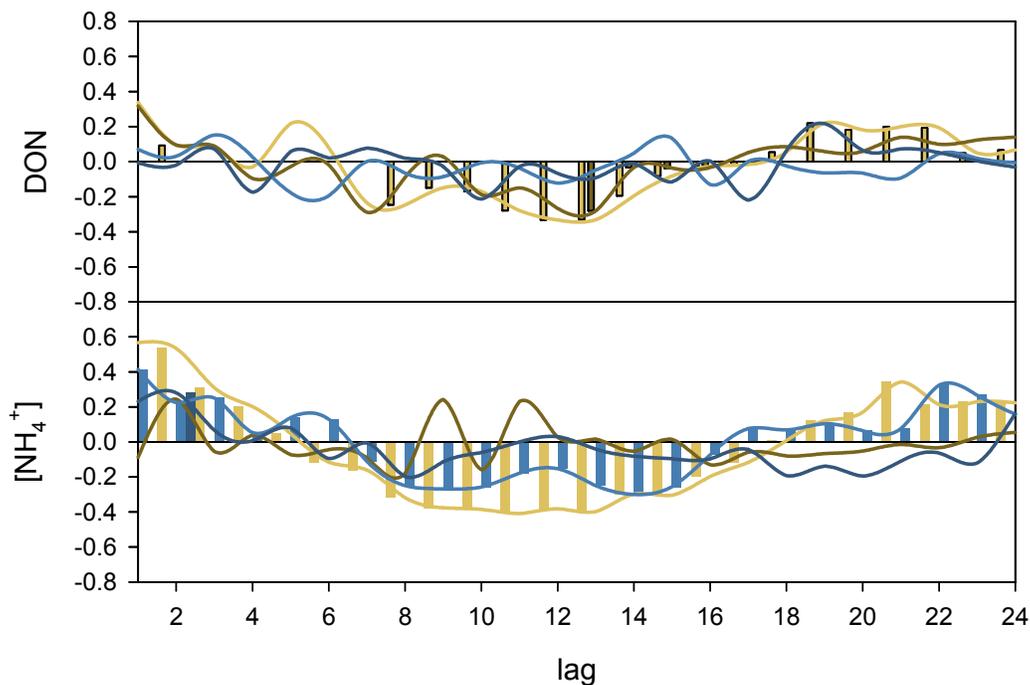
Independientemente de la intensidad de uso del suelo, ambos arroyos daneses exhibieron autocorrelaciones significativas para el TN, TDN,  $\text{NO}_3^-$  y el cociente DIN/TDN, siguiendo un típico patrón cíclico con período anual (Fig. 5). El comportamiento cíclico con valores máximos en invierno y mínimos en verano es observable en los gráficos de variabilidad de concentración vs tiempo (Fig. 1 y 3) y se vincula directamente con la correlación negativa del TN con la temperatura descrita posteriormente (Fig. 7).

Los arroyos de referencia en Uruguay no mostraron casi ninguna autocorrelación significativa (Fig. 4). Sin embargo, el análisis detallado de los signos de las autocorrelaciones para TN, TDN y  $\text{NO}_3^-$  reflejó un patrón de cambio de signo en fase con el observado para los arroyos daneses. Por otra parte, el cociente DIN/TDN perdió toda señal de ciclicidad en los arroyos uruguayos.

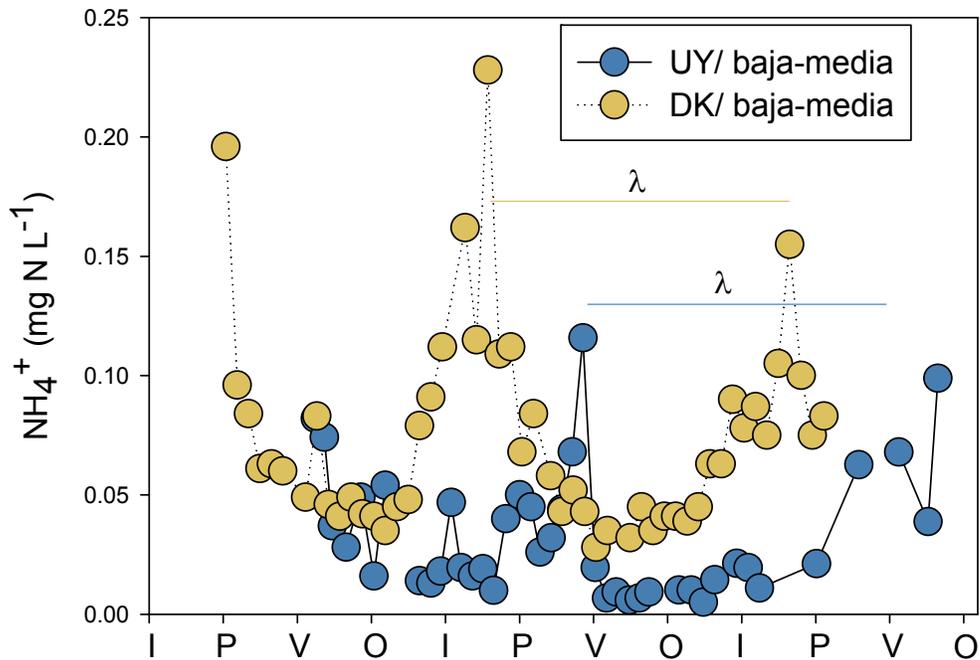


**Fig. 4.- Autocorrelaciones para la concentración de TN, DTN, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y DIN/TDN en los arroyos de referencia uruguayos y daneses (muestras instantáneas quincenales, 2 años de datos).** *Lag* representa los intervalos o retardos ( $t+n$ ) considerados para el análisis de cada correlación. Las líneas y las barras representan el mismo set de datos. Las barras fueron incluidas únicamente en los casos en los que la autocorrelación resultó significativa. Obsérvese el amplio dominio de las autocorrelaciones no significativas.

Contrariamente, el DON no presentó ningún patrón de autocorrelación identificable en las cuencas danesas o uruguayas (Fig. 5). Por último, el  $\text{NH}_4^+$  sí presentó un comportamiento cíclico en las cuencas con baja-media intensidad de uso productivo de ambos países (Fig. 5). Los ciclos se encontraron desfasados entre países, siendo el momento del pico máximo en el arroyo danés el fin del invierno-comienzo de primavera, y, en el arroyo de Uruguay, el verano (Fig. 6). Probablemente éstos sean los momentos de mayor descomposición de materia orgánica en cada contexto (i.e. derretimiento de la cobertura de hielo y nieve exponiendo grandes cantidades de materia orgánica al terminar el invierno, y ocurrencia de máximos valores de temperatura en el verano, respectivamente). Las cuencas con muy alta intensidad agrícola perdieron la ciclicidad por ocurrencia de picos dispersos (i.e. ausencia de patrón temporal claro, Fig. 2).

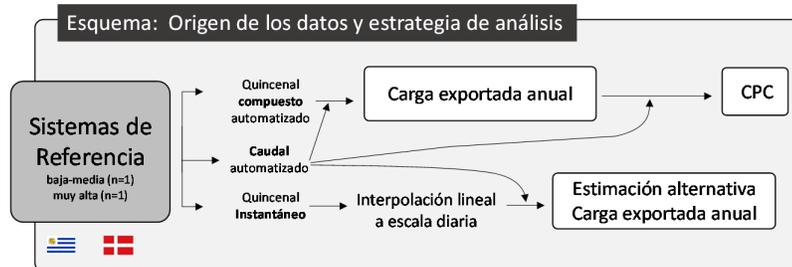


**Fig. 5.- Patrón de variación de la concentración de DON y  $\text{NH}_4^+$  para los dos arroyos de referencia con baja-media intensidad de uso** (muestras instantáneas quincenales, 2 años de datos). Obsérvese que el DON no presentó patrones temporales identificables y que en el caso del  $\text{NH}_4^+$  el comportamiento cíclico a escala anual se restringió a las cuencas con baja-media intensidad de uso.



**Fig. 6.- Patrón de variación de la concentración de  $\text{NH}_4^+$  en los arroyos de referencia con baja-media intensidad de uso en Uruguay y Dinamarca (mediante muestras instantáneas quincenales, 2 años de datos). La referencia temporal fue homogeneizada en función de la estación del año (I: invierno, P: primavera, V: verano, O: otoño). Obsérvese el comportamiento cíclico con período anual ( $\lambda$ ) y la diferencia de fase entre los sistemas.**

#### 9.4.2. Carga de N exportada y concentración ponderada por caudal (CPC)



**Cuadro 3: set de datos utilizado y estrategia de análisis para la sección.**

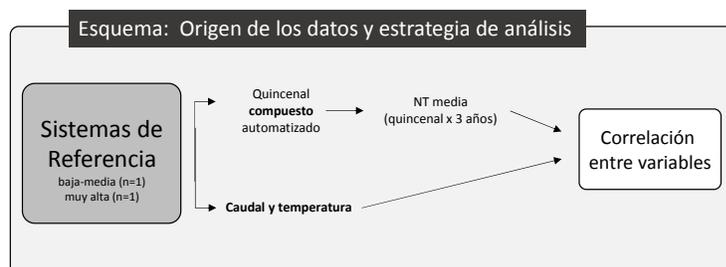
Las concentraciones ponderadas por caudal y las cargas de N exportado a escala anual (obtenidas a partir del muestreo compuesto quincenal, Cuadro 3), fueron también más elevadas en los arroyos con muy alta intensidad productiva que en los arroyos de baja-media intensidad dentro de cada condición climático/hidrológica (estimación para 2 años, por lo que no es posible realizar contrastes estadísticos; Tabla 2).

Por otra parte, el método de interpolación lineal aplicado como método alternativo para la estimación de cargas exportadas (tomando los muestreos instantáneos quincenales, Cuadro 3), presentó niveles similares de exactitud para cada arroyo entre los dos años en los que fue aplicado, siendo bueno su desempeño para el sistema danés con muy alta intensidad agrícola (89-92%) y el uruguayo con baja-media intensidad de uso (113-114%; Tabla 2). No obstante, en contra de nuestro supuesto de que los métodos basados en muestreos de menor frecuencia tendrían peor ajuste en Uruguay, no se encontró un sesgo sistemático asociado a los factores considerados (intensidad de uso y contexto climático/hidrológico).

**Tabla 2.- Cargas exportadas de nitrógeno** (kg TN ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) y concentraciones ponderadas por caudal a escala anual (CPC; mg N L<sup>-1</sup>), estimadas a partir del muestreo compuesto en los arroyos de referencia. El % establece el nivel de ajuste de la estimación realizada por interpolación lineal diaria (IL), a partir de las muestras instantáneas quincenales respecto al valor estimado a partir del muestreo compuesto (COMP) (100%).

	DK/baja-media				DK/muy alta			
	COMP	IL	%	CPC (mg N L <sup>-1</sup> )	COMP	IL	%	CPC (mg N L <sup>-1</sup> )
<b>Año 1</b>	6.11	3.73	61%	1.20	13.16	12.07	92%	6.28
<b>Año 2</b>	4.68	2.56	55%	0.98	12.65	11.2	89%	6.23
	UY/baja-media				UY/muy alta			
	COMP	IL	%	CPC (mg N L <sup>-1</sup> )	COMP	IL	%	CPC (mg N L <sup>-1</sup> )
<b>Año 1</b>	1.39	1.57	113%	0.82	4.67	6.68	143%	1.99
<b>Año 2</b>	2.12	2.42	114%	0.72	9.17	14.92	163%	2.13

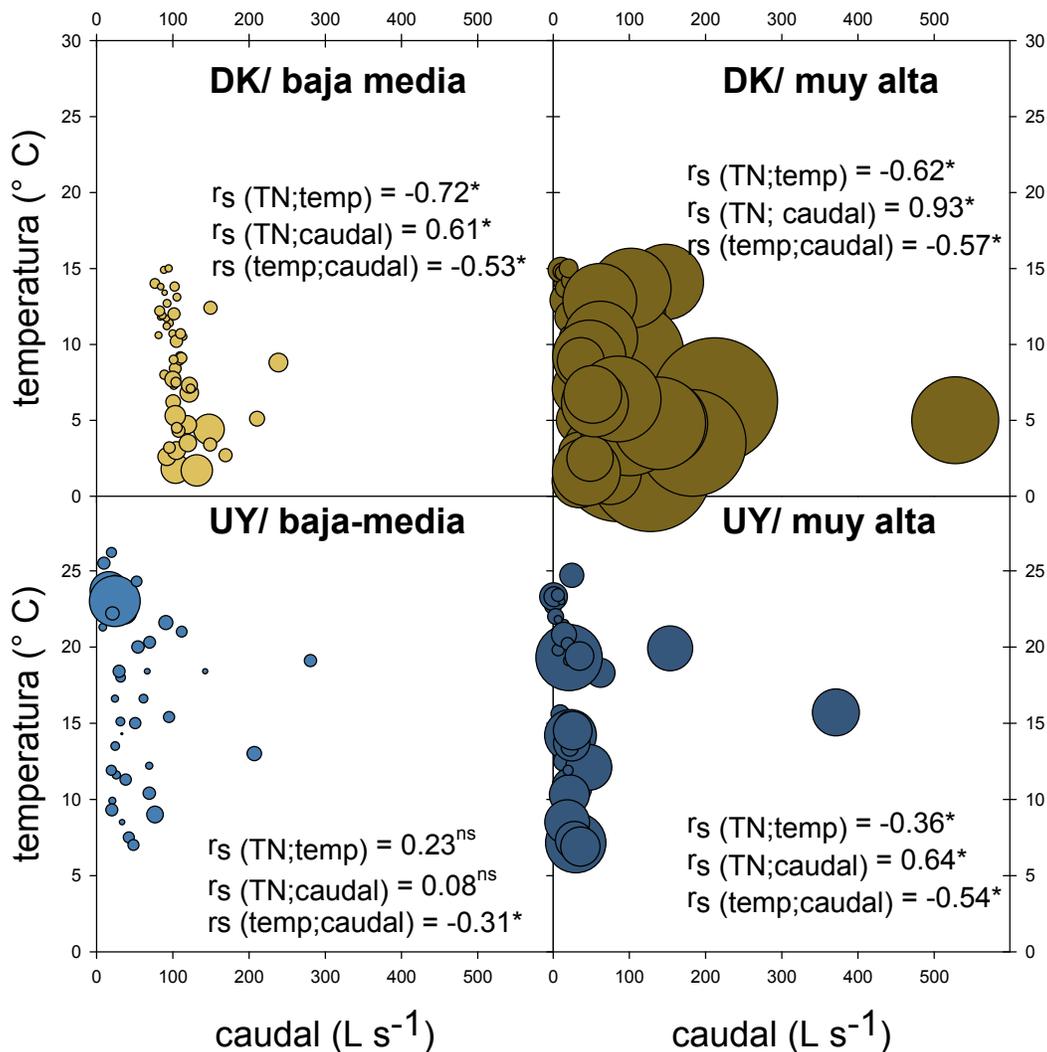
### 9.4.3. Vínculo entre el Nitrógeno total, la temperatura y el caudal



Cuadro 4: set de datos utilizado y estrategia de análisis para la sección.

En el set de datos de los arroyos de referencia muestreados automática y quincenalmente por dos años (Cuadro 4), las concentraciones de TN tendieron

a disminuir con el aumento de la temperatura del agua y la disminución de la descarga (Fig. 7). En ambas condiciones climáticas/hidrológicas (UY y DK), las relaciones entre las concentraciones de TN y la descarga fueron más intensas para los sistemas con muy alta intensidad de uso que para los de baja-media (Fig. 7). Sin embargo, el arroyo subtropical con baja-media intensidad de uso del suelo no respondió según el patrón descrito respecto a temperatura y descarga, probablemente debido a las muy bajas concentraciones de TN y una moderada variabilidad temporal (Fig. 7).



**Fig. 7- Concentración de Nitrógeno total vs. temperatura del agua y caudal para los cuatro arroyos de referencia.** El tamaño de las burbujas representa la concentración de TN (según muestreo instantáneo quincenal). Las gráficas muestran los principales gradientes ambientales asociados al nitrógeno para cada arroyo. Significancia según valores de coeficiente de correlación de Spearman ( $r_s$ ):\* significativa ( $p \leq 0.05$ ). ns: no significativa.

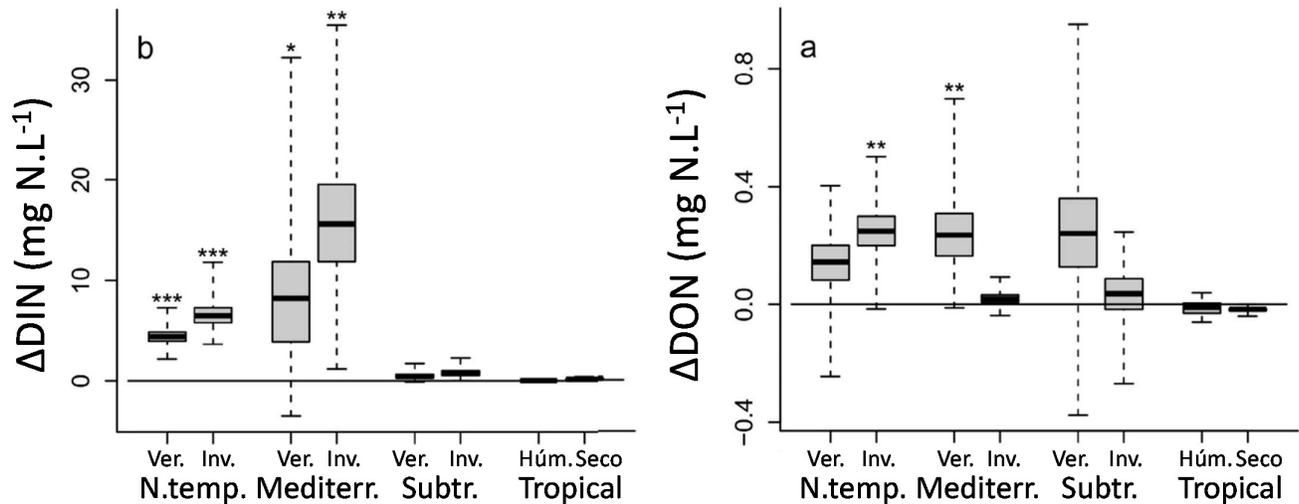
#### 9.4.4. Efectos sobre DIN y DON de la intensidad de producción en las cuencas bajo condiciones climáticas contrastantes



Cuadro 5: set de datos utilizado y estrategia de análisis para la sección.

Los efectos de la intensidad de producción sobre el DIN y el DON (Cuadro 5) resultaron dependientes del sitio de muestreo, y en algunas ocasiones, de la estación del año (Fig. 8). La intensidad de producción generó un aumento significativo de la concentración de DIN y DON en las cuencas de Europa del norte y las Mediterráneas, y no en las subtropicales y tropicales ( $p < 0.001$ , test de re-muestreo de Monte-Carlo; Fig. 8). Estos resultados fueron consistentes con los resultados de las comparaciones realizadas entre los arroyos de referencia de Dinamarca y Uruguay (Tabla 1, Fig. 3) y con lo esperado de acuerdo al potencial legado proveniente de décadas de uso intensivo de fertilizantes (ver 7.2).

Por otra parte, la asociación entre la intensidad de uso del suelo y las concentraciones de DON en los arroyos de referencia de Uruguay (Fig. 2), no se mantuvo en las comparaciones de este set de datos, probablemente como resultado de la elevada variabilidad entre los arroyos de este amplio set (Fig. 8).



**Fig. 8.- Efectos de la intensidad de producción en las cuencas sobre la concentración de DON y DIN en los arroyos.** Los boxplots muestran las medianas (líneas), rangos intercuartílicos (cajas) y extremos de cada distribución. Los errores de las diferencias fueron calculados por el método de bootstrap. La probabilidad (P) fue estimada utilizando el test de remuestreo de Monte-Carlo; \*\*\*p < 0.001 \*\* p < 0.01, \*p < 0.05; Ver.: verano; Inv.; invierno; N. temp.: templado nórdico; Mediterr.: mediterráneo, Subtr.: subtropical; Tropical: tropical. Tomado de Graeber *et al.*, 2015.

#### 9.4.5. Resumen de los principales resultados

- Los resultados obtenidos apoyan la hipótesis de que la intensidad agrícola es un factor de jerarquía elevada en la determinación de la concentración, variación temporal y cargas exportadas de TN y las fracciones nitrogenadas en arroyos de cabecera.
- En la comparación entre arroyos de referencia de Uruguay y Dinamarca, las cuencas con baja-media intensidad productiva en ambas condiciones climáticas/hidrológicas exhibieron concentraciones bajas y comparables de TN, y de las fracciones TDN, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, DIN y DON.
- Tal como se esperaba, en las cuencas con muy alta intensidad productiva se registraron concentraciones elevadas de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Por ser este compuesto la forma mayoritaria entre las especies nitrogenadas, se registraron también concentraciones altas de TDN y TN. Las concentraciones de TN ponderadas por caudal a escala anual siguieron el mismo patrón, sin superar nunca los

1.2 mg N L<sup>-1</sup> en ambos arroyos con baja-media intensidad productiva, pero siendo siempre más altas que ca. 2.0 mg N L<sup>-1</sup> en ambos arroyos con muy alta intensidad productiva.

- Las concentraciones de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y DON no mostraron una clara relación con la intensidad de producción o las condiciones climáticas/hidrológicas.
- Asimismo, las variables climáticas e hidrológicas (como temperatura y caudal) presentaron vínculos estadísticamente significativos con la magnitud y variación del TN. Además, la comparación realizada entre arroyos de clima templado frío, mediterráneo, subtropical, y tropical, refuerza la idea de la vinculación entre la magnitud del impacto de la intensidad productiva actual sobre la dinámica del nitrógeno en arroyos, y seguramente, también del legado histórico de la utilización de fertilizantes en las cuencas (debe tenerse en cuenta que el legado de N no se daría por acumulación en el suelo, sino probablemente en las aguas subterráneas).

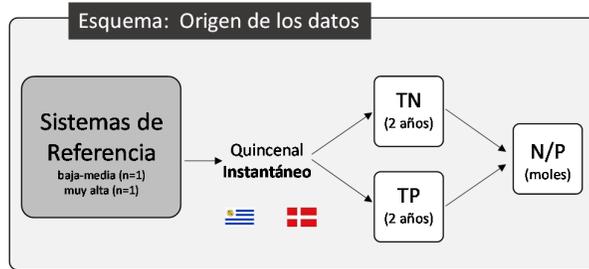
## 9.5. Producción agrícola y balance N:P bajo distintos escenarios climático/hidrológicos

### Objetivo específico:

Caracterizar la dinámica del N y P en arroyos y establecer vínculos con la intensidad productiva y las condiciones climática/hidrológicas

La hipótesis analizada en esta sección es:

- La actividad agrícola desacopla los ciclos de N y P, modificando significativamente el cociente N:P.
  - Las actividades humanas provocan un incremento en el cociente N:P en los sistemas dulceacuícolas (Beusen *et al.*, 2016).

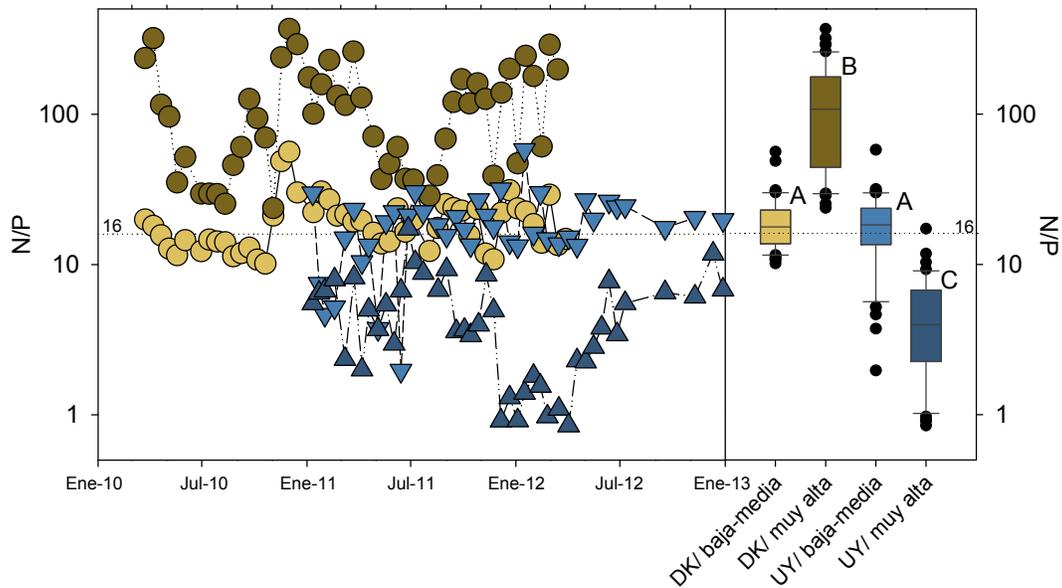


Cuadro 1: set de datos utilizado y estrategia de análisis para la sección.

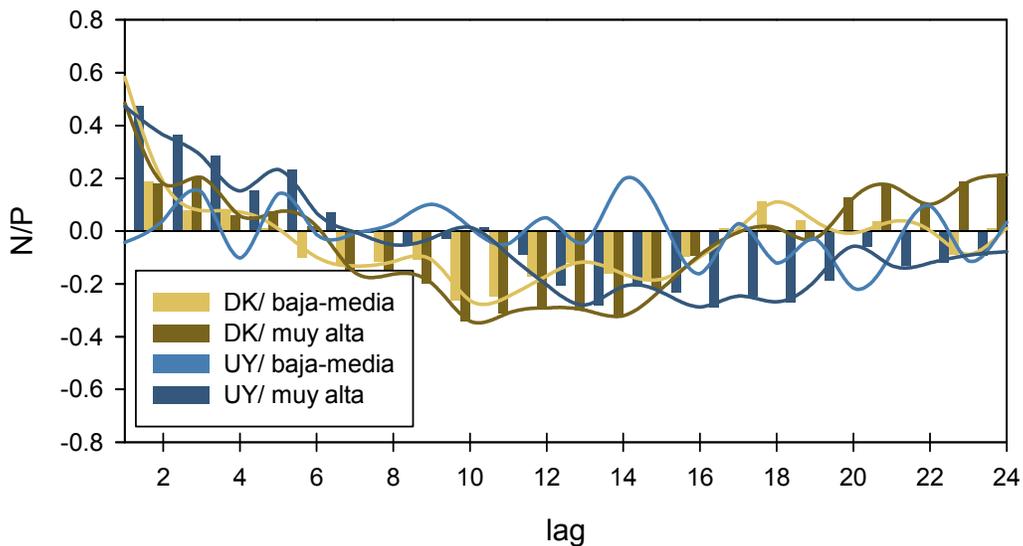
Esta hipótesis se analizó usando la información generada en el monitoreo de los cuatro arroyos de referencia (Cuadro 1). Los sistemas de UY y DK con baja-media intensidad de uso exhibieron cocientes N:P promedio de 16 y 18 respectivamente (Fig. 1). Considerando que estos cocientes son similares a la relación estequiométrica de Redfield (1958), de 16:1, se interpretan como un indicador del acoplamiento de los ciclos de N y P, y un predominio de los procesos biológicos en la determinación del balance.

Los efectos de la producción intensiva sobre el balance N:P fueron marcados pero opuestos entre los arroyos de DK y UY. En el arroyo escandinavo el valor promedio del cociente ascendió a 92, mientras en el uruguayo fue sólo de 4 ( $F_{(3, 180)}=179.49, p<0.0001$ ). Esto puede deberse a que en las praderas artificiales de

Uruguay predomina la aplicación de fertilizantes fosforados inorgánicos, mientras el aporte de nitrógeno se asocia mayoritariamente a la fijación biológica (Perdomo, com. pers.). Además, se percibieron señales de ciclicidad intra-anual en ambos arroyos daneses, con valores mínimos en verano y máximos en invierno, lo que probablemente se asocia a la ciclicidad del TN ya descrita (ver 9.4.1).



**Fig. 1. Variabilidad del cociente N:P para cada uno de los cuatro arroyos de referencia muestreados instantánea y quincenalmente.** Los datos corresponden a un período de 2 años. A, B, C representan grupos estadísticamente diferentes de acuerdo al análisis post hoc (Bonferroni). Los extremos de las cajas indican el primer y tercer cuartil. El valor y la línea horizontal central marca el segundo cuartil (promedio geométrico; ver 9.2.1). Las líneas verticales indican el percentil 10 y 90 respectivamente, y los puntos los outliers. Nótese que los datos se encuentran expresados en escala logarítmica.



**Fig. 2.- Autocorrelaciones para el cociente N:P en los arroyos de referencia uruguayos y daneses** (muestras instantáneas quincenales, 2 años de datos). Los intervalos o *lags* representan el retardo ( $t+n$ ) considerado para el análisis de cada correlación. Las líneas y las barras representan el mismo set de datos. Las barras fueron incluidas únicamente en los casos en los que la autocorrelación resultó significativa.

### 9.5.1. Resumen de los principales resultados

- Los arroyos con baja-media intensidad productiva en ambos climas presentaron cocientes N:P típicos de ciclos acoplados por procesos biológicos.
- El efecto de la actividad intensiva en las cuencas sobre el cociente N:P fue inverso en los arroyos de UY y DK, no pudiendo apoyar la hipótesis planteada.

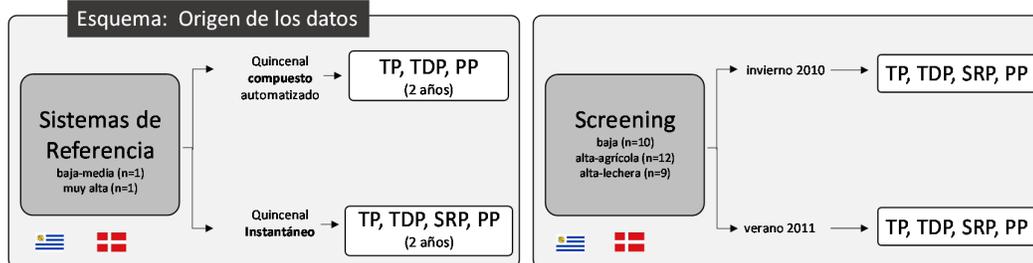
## 9.6. Efectos de la intensidad agrícola sobre la calidad de agua de arroyos del UY

**Objetivo específico:**  
Comprender los efectos de la intensidad de uso agrícola del suelo en la dinámica de nutrientes en arroyos de cabecera de UY

La hipótesis a analizar implica que:

- La intensidad de uso productivo del suelo es el factor determinante de la concentración en el agua y cargas exportadas de todas las especies fosforadas y nitrogenadas en los arroyos de cabecera, así como de un cociente DIN/TDN elevado.
  - Supuestos asociados: la magnitud de los efectos de la agricultura sobre el fósforo y el nitrógeno (ver 6.1) está directamente asociada a la intensidad de uso en las cuencas, por lo que los efectos aumentarán de forma gradual a lo largo de un gradiente de intensidad de uso.

### 9.6.1. Concentración de fósforo y fracciones



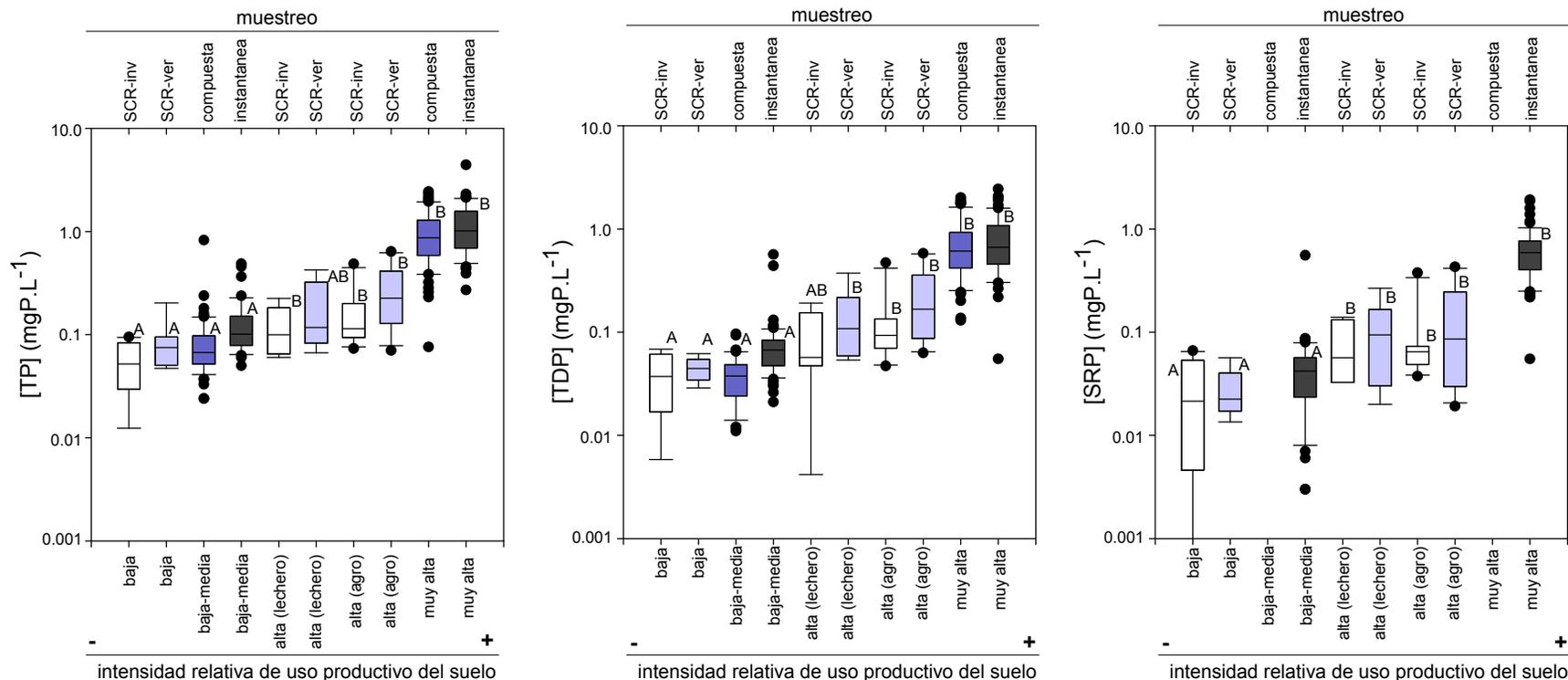
Cuadro 1: set de datos utilizado y estrategia de análisis para la sección.

De acuerdo con lo esperado, la intensidad de uso productivo del suelo fue el factor determinante de la concentración de especies fosforadas en el agua de los arroyos de cabecera. El gradiente de intensidad productiva se asoció claramente con un aumento de la concentración de TP, TDP y SRP, considerando todo el rango de sistemas y todas las metodologías de muestreo

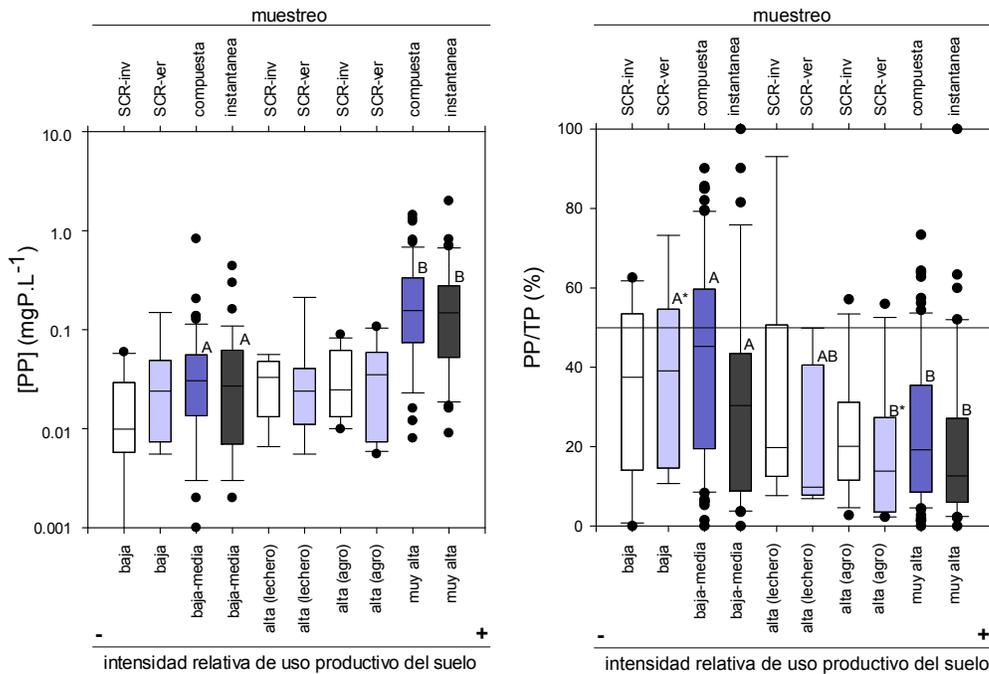
utilizadas (Cuadro 1; Fig. 1). Concordantemente, las diferencias de concentración en agua para estas tres especies (TP, TDP y SRP) entre una serie de sistemas de baja y alta intensidad productiva (fuente: *screening*: 31 arroyos, 3 tipos de uso del suelo, una muestra en invierno y una en verano), así como las realizadas entre arroyos con intensidad productiva baja-media y muy alta (fuente: un sistema de referencia para cada condición, muestras instantáneas y compuestas quincenales por tres años, Cuadro 1), resultaron siempre significativas (Tabla 1).

Los arroyos que drenan las cuencas más conservadas en el Uruguay (uso ganadero extensivo) presentaron niveles promedio de TP entre 0.04 y 0.09 mg P.L<sup>-1</sup>, mientras que el arroyo representativo de presiones bajas-medias exhibió concentraciones promedio entre 0.07 y 0.11 mg P.L<sup>-1</sup>. Por otra parte, los arroyos con alta intensidad de uso en sus cuencas mostraron valores promedio entre 0.11 y 0.22 mg P.L<sup>-1</sup>. Por último, el sistema de referencia con muy alta intensidad de uso presentó niveles de TP entre 0.82 y 1.02 mg P.L<sup>-1</sup> en promedio, en este caso dependiendo del método de muestreo. Tanto las concentraciones mínimas como máximas acompañaron la tendencia, partiendo en el extremo de menor impacto con un máximo de 0.10 mg P.L<sup>-1</sup> en invierno y 0.20 en verano (*screening*), y llegando a 4.44 mg P.L<sup>-1</sup> en el muestreo instantáneo del arroyo con muy alta intensidad de producción en su cuenca. El TDP se comportó de una forma muy similar al TP, alcanzando valores tan elevados como 2.44 mg P.L<sup>-1</sup> también para el muestreo instantáneo del arroyo con muy alta intensidad de producción en su cuenca. Si bien el incremento de concentración del SRP resultó menos marcado, se alcanzaron valores tan elevados como 1.92 mg P.L<sup>-1</sup> para el mismo sistema y método de muestreo.

Una asociación significativa entre una mayor intensidad de uso y una mayor concentración de fósforo particulado (PP), se encontró únicamente en la comparación entre los dos arroyos de referencia (i.e. con baja-media y el de muy alta intensidad productiva; Fig. 2; Tabla 1). Sin embargo fue clara la tendencia de menores contribuciones porcentuales de PP (%PP/TP) a medida que aumenta la intensidad de uso del suelo (Fig. 2; Tabla 1).



**Fig. 1. Concentración de fósforo total (TP) y sus principales fracciones (TDP y SRP) representadas en función del gradiente de intensidad de uso productivo del suelo (baja, baja-media, alta y muy alta).** Se incluye el set completo de arroyos muestreados en Uruguay. Códigos: SCR: screening; inv: invierno (blanco), ver: verano (celestes); instantáneas (gris) y compuestas (azul): muestras quincenales en arroyos de referencia (3 años de datos, salvo para las muestras instantáneas de TP: 2 años). No se realizaron determinaciones de SRP en las muestras compuestas. Los colores identifican los conjuntos de datos comparados en cada test de hipótesis. A y B representan grupos estadísticamente diferentes de acuerdo a ANOVAs y análisis *post hoc* (cuando corresponde, ver Tabla 1). Los extremos de las cajas indican el primer y tercer cuartil. El valor y la línea horizontal central marca el segundo cuartil (promedio geométrico; ver 9.2.1). Las líneas verticales indican el percentil 10 y 90 respectivamente, y los puntos los *outliers*. Nótese que los datos se encuentran expresados en escala logarítmica.



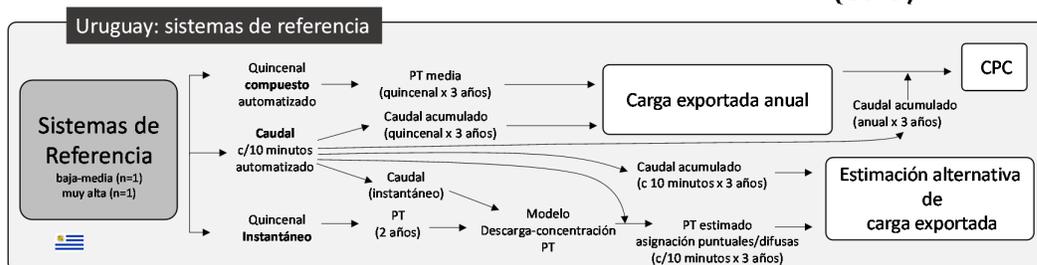
**Fig. 2. Concentración de fósforo particulado (PP) y proporción del fósforo total en la fracción particulada** en función del gradiente de intensidad de uso productivo del suelo (baja, baja-media, alta y muy alta) en arroyos de cabecera. Se incluye el set completo de arroyos muestreados en Uruguay Códigos: SCR: screening; inv: invierno (blanco), ver: verano (celeste); instantáneas (gris) y compuestas (azul): muestras quincenales en arroyos de referencia. Las muestras instantáneas de TP para los arroyos de referencia fueron tomadas por 2 años, y en consecuencia PP fue estimado por ese período. Los colores identifican conjuntos de datos considerados en cada test de hipótesis. A y B representan grupos estadísticamente diferentes de acuerdo a ANOVAs y análisis *post hoc* (cuando corresponde). El \* establece diferencias marginalmente significativas (Tabla 1). Los extremos de las cajas indican el primer y tercer cuartil. El valor y la línea horizontal central marca el segundo cuartil (promedio geométrico; ver 9.2.1). El extremo de las líneas verticales indica el percentil 10 y 90 respectivamente, y los puntos los *outliers*. Nótese las diferentes escalas.

**Tabla 1.- Efecto de la intensidad de uso del suelo sobre el fósforo en arroyos de cabecera del Uruguay**, de acuerdo a ANOVAs de 1-vía realizados para las concentraciones de TP, TDP, PP, SRP y la contribución relativa del PP al TP, asociadas a intensidades contrastantes de uso del suelo. Se indica la estrategia de muestreo seguida. Sistemas de referencia (arriba): factor intensidad de uso del suelo, 2 niveles. *Screening* (abajo): factor intensidad de uso del suelo, 3 niveles. Nivel de significancia:  $P < 0.05^*$ ,  $P < 0.01^{**}$ ,  $P < 0.001^{***}$ ,  $0.10 > P > 0.05 = ms$  (marginamente significativo),  $P > 0.10 ns$  (no significativo).

Arroyos de referencia (n=2)						
	Compuestas (3 años)			Instantáneas (3 años; 2 años para TP)		
	baja-media	muy alta	ANOVA	baja-media	muy alta	ANOVA
<b>TP</b>	0.07	0.82	$F_{(1, 120)} = 477.62^{***}$	0.11	1.02	$F_{(1, 84)} = 360.43^{***}$
<b>TDP</b>	0.03	0.62	$F_{(1, 120)} = 151.63^{***}$	0.06	0.68	$F_{(1, 128)} = 505.2^{***}$
<b>PP</b>	0.03	0.15	$F_{(1, 117)} = 61.65^{***}$	0.02	0.11	$F_{(1, 75)} = 32.97^{***}$
<b>%PP/TP</b>	31.6%	15.8%	$F_{(1, 136)} = 22.31^{***}$	19%	11%	$F_{(1, 75)} = 4.86^*$
<b>SRP</b>	no se determinó			0.03	0.54	$F_{(1, 126)} = 451.40^{***}$

Screening								
	Invierno				Verano			
	Baja (n=10)	Alta (n=9) (lechera)	Alta (n=12) (agro)	ANOVA	baja (n=9)	alta (n=9) (lechera)	alta (n=11) (agro)	ANOVA
<b>TP</b>	0.04	0.11	0.14	$F_{(2, 28)} = 9.78^{***}$	0.09	0.15	0.22	$F_{(2, 26)} = 4.11^*$
<b>TDP</b>	0.03	0.06	0.10	$F_{(2, 28)} = 5.78^{**}$	0.04	0.12	0.18	$F_{(2, 26)} = 12.01^{**}$
<b>SRP</b>	0.01	0.07	0.07	$F_{(2, 28)} = 7.76^{**}$	0.02	0.07	0.10	$F_{(2, 26)} = 6.51^{**}$
<b>SRP</b>	0.01	0.07	0.07	$F_{(2, 28)} = 7.76^{**}$	0.02	0.07	0.10	$F_{(2, 26)} = 6.51^{**}$
<b>PP</b>	8.5%	24.5%	29.4%	$F_{(2, 27)} = 2.05 ns$ $p=0.15$	0.02	0.02	0.03	$F_{(2, 26)} = 0.05 ns$ $p=0.95$
<b>%PP/TP</b>	17.5%	23.2%	20.4%	$F_{(2, 27)} = 1.01 ns$ $p=0.38$	30.7%	15.7%	11.6%	$F_{(2, 26)} = 2.90 ms$ $p=0.07$

## 9.6.2. Carga exportada y concentración ponderada por caudal (CPC)



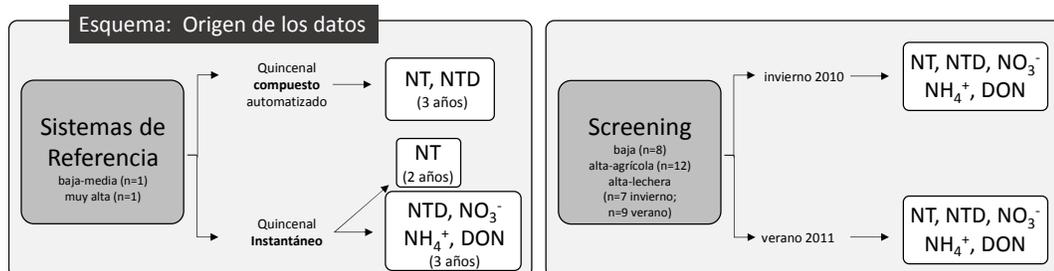
Cuadro 2: set de datos utilizado y estrategia de análisis para la sección.

La CPC permite la comparación entre cuencas de concentraciones de nutrientes corregidas por caudal (Cuadro 2). El arroyo con muy alta intensidad de uso del suelo presentó una mayor concentración ponderada por caudal (promedio 12.8 veces mayor) y una mayor carga exportada de TP (promedio 14.4 veces mayor), ambas en base anual, que el arroyo con baja-media intensidad de uso (Tabla 2). Estas diferencias se asociaron a aportes mayoritarios de la fracción disuelta (los que fueron 20 y 25 veces más elevados, respectivamente para CPC y carga), respecto a los de la fracción particulada (ambas 6 veces más alta en el sistema con muy alta intensidad agrícola).

**Tabla 2.- Concentraciones ponderadas por caudal (CPC) y cargas de TP, TDP y PP exportadas en agua por los dos arroyos usados como referencia en Uruguay.** Todas las comparaciones de TP y TDP arrojaron diferencias significativas, con valores mayores en el arroyo con intensidad de uso muy alta. Las comparaciones para PP fueron marginalmente significativas. Se reportan promedios anuales (n = 3) estimados a partir de los muestreos compuestos de los arroyos de referencia. ANOVAs de 1 vía realizados sobre los valores logaritmizados (factor: intensidad de uso del suelo, 2 niveles), indicando valores F y grados de libertad respectivos. Nivel de significancia: P < 0.05\*, P < 0.01\*\*, P < 0.001\*\*\*, 0.10 > P > 0.05 = ms (marginalmente significativo).

Intensidad de uso	CPC (mg P.L <sup>-1</sup> )			Carga exportada (kg P.ha <sup>-1</sup> .año <sup>-1</sup> )		
	baja-media	muy alta	ANOVA	baja-media	muy alta	ANOVA
TP	0.08	1.02	F <sub>(1,4)</sub> =104.30 ***	0.25	3.61	F <sub>(1,4)</sub> =15.33 *
TDP	0.04	0.78	F <sub>(1,4)</sub> =43.81 **	0.11	2.71	F <sub>(1,4)</sub> =14.53 *
PP	0.04	0.24	F <sub>(1,4)</sub> =6.06 ms p=0.07	0.14	0.89	F <sub>(1,4)</sub> =6.14 ms p=0.07

### 9.6.3. Efectos del uso intensivo agrícola en la dinámica de N



Cuadro 1. set de datos utilizado y estrategia de análisis para la sección.

La intensidad productiva resultó ser el factor determinante de la concentración de TN, TDN y  $\text{NO}_3^-$  para todos los sistemas y metodologías de muestreo utilizadas (Cuadro 1), siendo la única excepción el muestreo screening de verano, cuando no se encontraron diferencias (Fig. 1, Tabla 3).

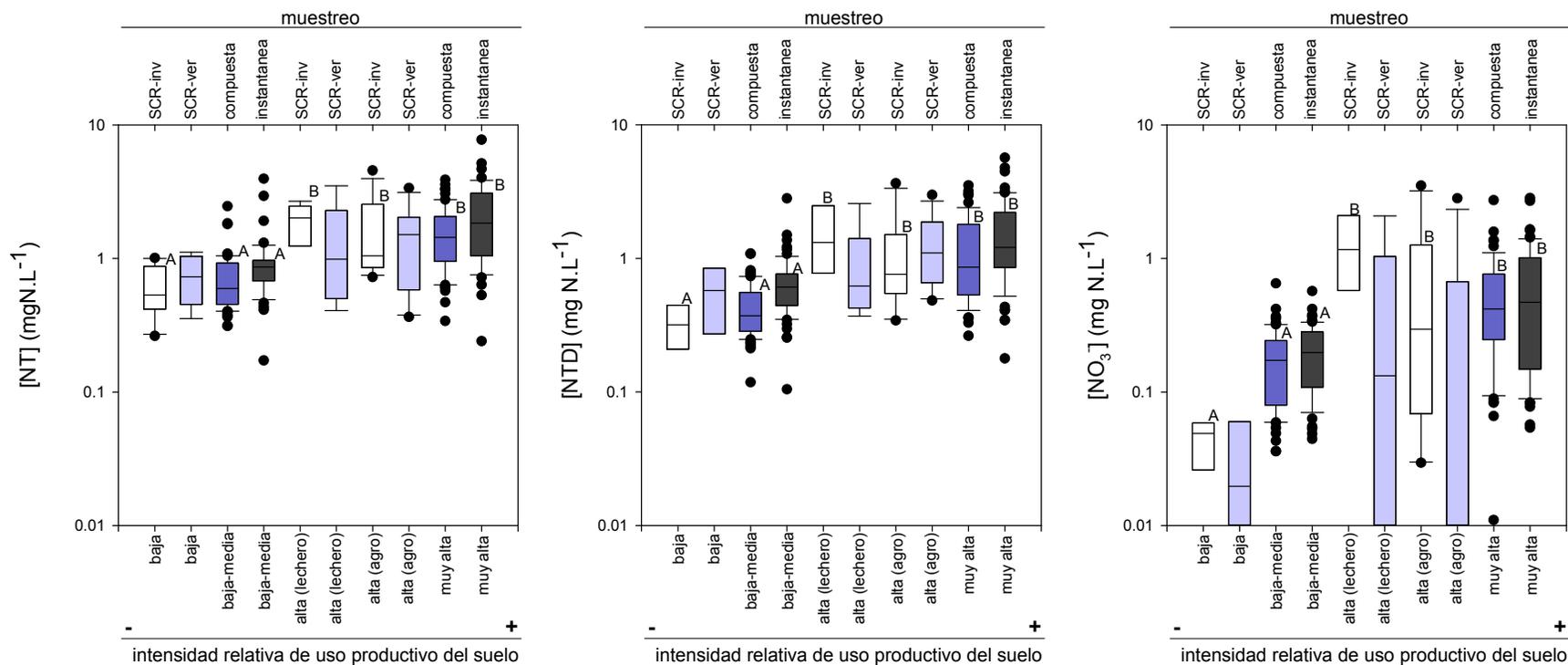
Los arroyos que drenan las cuencas más conservadas presentaron niveles promedio de TN entre 0.55 y 0.67 mg N.L<sup>-1</sup>, mientras que el arroyo sometido a presiones bajas-medias exhibió valores promedio entre 0.65 y 0.84 mg N.L<sup>-1</sup>. Por otra parte, los arroyos con alta intensidad de uso en sus cuencas mostraron valores promedio entre 1.03 y 1.77 mg N.L<sup>-1</sup>. Por último, el sistema de referencia con muy alta intensidad de uso presentó niveles promedio de TN, entre 1.38 y 1.76 mg N.L<sup>-1</sup>, dependiendo el método de muestreo. El TDN se correlacionó fuertemente con el TN para el set completo de datos ( $R^2 = 0.97$ ), representando aproximadamente el 70% del total de nitrógeno.

Los niveles promedio de  $\text{NO}_3^-$  estuvieron siempre por debajo de los 0.50 mg N.L<sup>-1</sup> en los sistemas de referencia, ya sea de baja-media como de muy alta intensidad de uso. De igual forma para los muestreos screening, con la única excepción de los sistemas lecheros (intensidad de uso alta) durante el invierno, donde el promedio llegó a 1.06 mg N.L<sup>-1</sup>. Se registró una muy elevada variabilidad en los datos del screening de verano en arroyos asociados a los tres usos alternativos del suelo en sus cuencas.

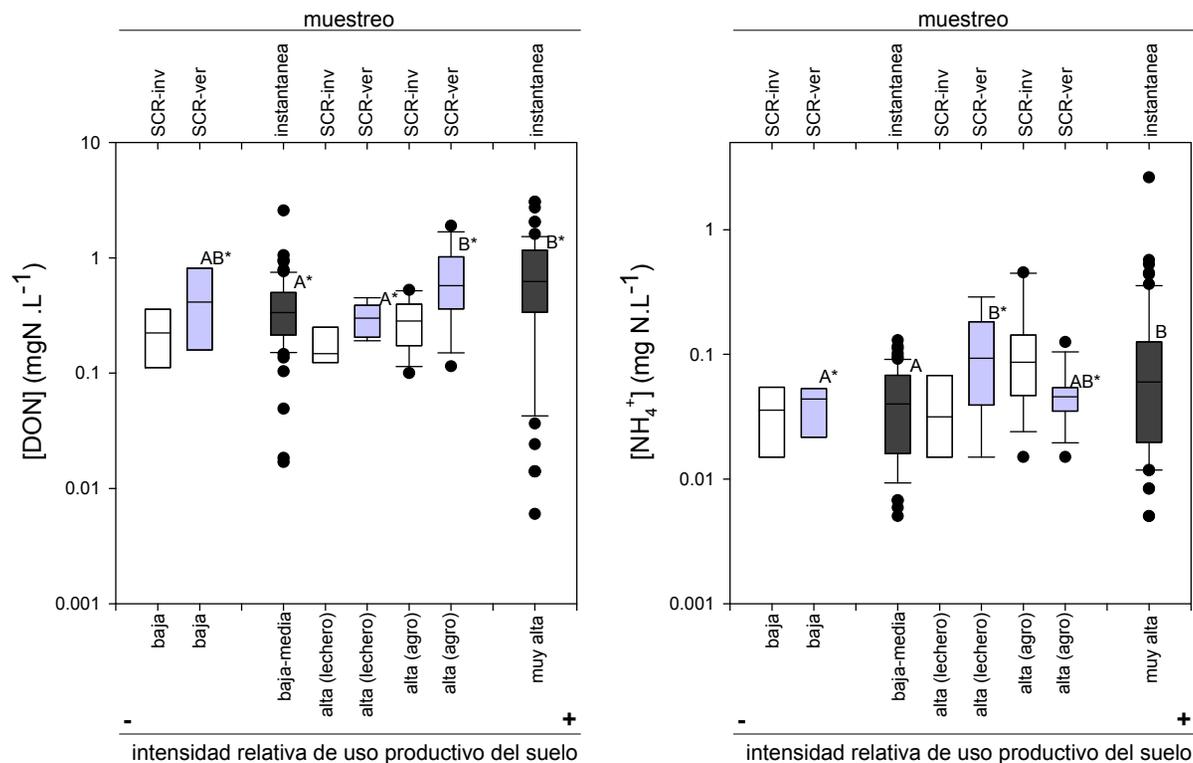
A diferencia de lo ocurrido para el TN, TDN y  $\text{NO}_3^-$ , el gradiente de intensidad de uso del suelo no se reflejó en una clara tendencia de aumento de la concentración de DON o  $\text{NH}_4^+$  (Fig. 2). Por una parte, el incremento de DON con

la intensidad productiva fue marginalmente significativo ( $0.05 < p < 0.10$ ) en la comparación entre arroyos de referencia muestreados de forma instantánea (Fig. 2, Tabla 3). En las muestras de screening de verano se identificó una concentración de DON menor (marginalmente significativa) en las cuencas con uso lechero respecto a la concentración en los arroyos bajo uso agrícola. La concentración de DON en ambos tipos de arroyos con intensidad productiva alta en sus cuencas no resultó significativamente diferente de las concentraciones en los arroyos con baja intensidad de uso, que exhibieron valores intermedios. En el muestreo de screening invernal, las concentraciones de DON no difirieron significativamente entre los arroyos con intensidades productivas contrastantes (Fig. 2, Tabla 3). Las concentraciones promedio de DON variaron entre 0.17 y 0.61 mg N.L<sup>-1</sup> en todo el set de datos.

En el caso del NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, la concentración fue mayor en el arroyo de referencia con muy alta intensidad productiva (analizado a partir de muestras instantáneas; Fig. 2, Tabla 3). En el screening veraniego, las diferencias fueron en el mismo sentido (aunque marginalmente significativas; Fig. 2) mientras que en el invernal no hubo diferencias. Las concentraciones fueron siempre muy bajas en comparación con las de las demás especies nitrogenadas estudiadas (promedio entre 0.03 y 0.08 mg N.L<sup>-1</sup>). El registro más elevado (> 1 mg N.L<sup>-1</sup>) se obtuvo en el sistema de referencia con muy alta intensidad agrícola.



**Fig. 1. Concentración de nitrógeno total (TN), total disuelto (TDN) y nitrato (NO<sub>3</sub>) representadas en función del gradiente de intensidad de uso productivo del suelo (baja, baja-media, alta y muy alta).** Se incluye el set completo de arroyos muestreados en Uruguay. Códigos: SCR: screening; inv: invierno (blanco), ver: verano (celeste); instantáneas (gris) y compuestas (azul): muestras quincenales en arroyos de referencia. Las muestras instantáneas de TN para los arroyos de referencia fueron tomadas por 2 años. Nótese que los resultados se encuentran expresados en escala logarítmica. A y B representan grupo estadísticamente diferentes de acuerdo a ANOVAs y análisis *post hoc* (cuando corresponde). El asterisco denota diferencias marginalmente significativas. Las comparaciones se realizaron entre arroyos muestreados de forma equivalente, lo que se encuentra representado con diferentes colores. Los extremos de las cajas indican el primer y tercer cuartil. El valor y la línea horizontal central marca el segundo cuartil (mediana-media geométrica; ver 9.2.1). Las líneas verticales indican el percentil 10 y 90 respectivamente, y los puntos los *outliers*.

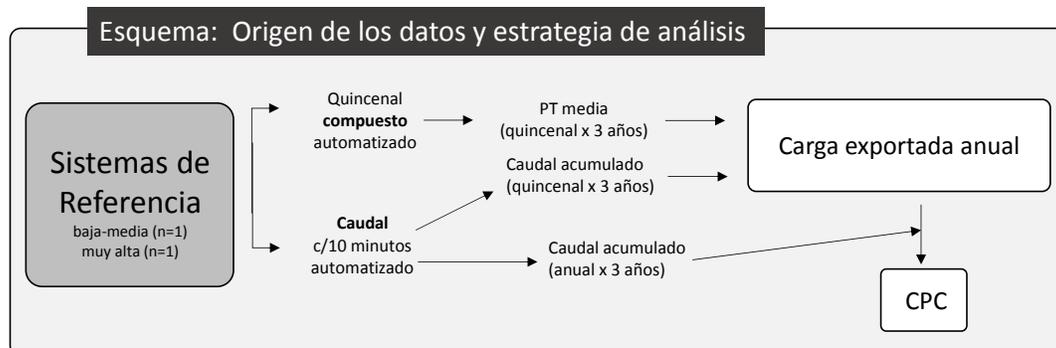


**Fig. 2. Concentración de nitrógeno orgánico disuelto (DON) y amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) representadas en función del gradiente de intensidad de uso productivo del suelo (baja, baja-media, alta y muy alta).** Se incluye el set completo de arroyos muestreados en Uruguay (códigos: SCR: screening; inv: invierno; ver: verano; instantánea y compuestas: muestras quincenales en arroyos de referencia). Las muestras instantáneas de TN para los arroyos de referencia fueron tomadas por 2 años. Estas variables no fueron medidas para las muestras compuestas. Nótese que los datos se encuentran expresados en escala logarítmica y que el rango de concentraciones parte de 0.001 mg N.L<sup>-1</sup>. A y B representan grupos estadísticamente diferentes de acuerdo a ANOVAs y análisis *post hoc* (cuando corresponde). El asterisco denota diferencias marginalmente significativas. Las comparaciones se realizaron entre arroyos muestreados de forma equivalente, lo que se encuentra representado con diferentes colores. Los extremos de las cajas indican el primer y tercer cuartil. El valor y la línea horizontal central marca el segundo cuartil (mediana-media geométrica; ver 9.2.1). Las líneas verticales indican el percentil 10 y 90 respectivamente, y los puntos los *outliers*.

**Tabla 3.- Resultados de ANOVAs** de 1-vía realizados para las concentraciones de TN y fracciones (logaritmizadas) asociadas a intensidades contrastantes de uso (las comparaciones se simbolizan con la escala de colores en las Fig. 1 a 3). Sistemas de referencia: factor intensidad de uso del suelo, 2 niveles. Screening: factor intensidad de uso del suelo, 3 niveles. Nivel de significancia:  $P < 0.05^*$ ,  $P < 0.01^{**}$ ,  $P < 0.001^{***}$ .

Arroyos de referencia								
Compuestas (3 años)				Instantáneas (3 años; 2 años para TN)				
	baja-media	muy alta	ANOVAs	baja-media	muy alta	ANOVAs		
TN	0.65	1.38	$F_{(1, 120)}=71.41^{***}$	0.84	1.76	$F_{(1, 84)}=24.97^{***}$		
TDN	0.40	0.96	$F_{(1, 115)}=71.29^{***}$	0.58	1.26	$F_{(1, 127)}=47.76^{***}$		
$\text{NO}_3^-$	0.14	0.39	$F_{(1, 115)}=42.44^{***}$	0.17	0.40	$F_{(1, 127)}=23.79^{***}$		
DON	No disponible			0.31	0.47	$F_{(1, 124)}=3.73$ , $p=0.06$ ms		
$\text{NH}_4^+$	No disponible			0.03	0.06	$F_{(1, 124)}=10.62^{***}$		
Screening								
Invierno				Verano				
	baja	Alta (lechera)	Alta (agro)	ANOVA	baja	alta (lechera)	alta (agro)	ANOVA
TN	0.55	1.77	1.36	$F_{(2, 24)}=15.08^{***}$	0.67	1.03	1.17	$F_{(2, 21)}=1.85$ ns
TDN	0.32	1.31	0.88	$F_{(2, 24)}=10.60^{**}$	0.49	0.60	0.89	$F_{(2, 21)}=2.34$ ns
$\text{NO}_3^-$	0.04	1.06	0.30	$F_{(2, 24)}=13.4^{***}$	0.03	0.08	0.03	$F_{(2, 21)}=1.20$ ns
DON	0.22	0.17	0.27	$F_{(2, 24)}=1.63$ ns	0.37	0.30	0.61	$F_{(2, 21)}=2.79$ , $p=0.08$ ms
$\text{NH}_4^+$	0.03	0.03	0.04	$F_{(2, 24)}=0.98$ ns	0.04	0.07	0.08	$F_{(2, 21)}=3.14$ , $p=0.06$ ms

#### 9.6.4. Efectos sobre la carga exportada de nitrógeno y CPC



Cuadro 2. set de datos utilizado y estrategia de análisis para la sección.

El arroyo de referencia con muy alta intensidad de uso del suelo presentó mayor concentración ponderada por caudal y carga exportada de TN, TDN y  $\text{NO}_3^-$  en base anual, que el arroyo que drena la cuenca con baja-media intensidad de uso (Tabla 4). Las diferencias entre los sistemas con baja-media y muy alta

intensidad de uso fueron proporcionalmente mayores para el  $\text{NO}_3^-$  (en promedio x4.2 y x5.6 respectivamente), seguidos por el TDN (x3.5 y x 4.5) y menores para el TN (x2.7 y x3.4; Tabla 4).

**Tabla 4.- Concentraciones ponderadas por caudal (CPC) y cargas de TN, TDN y  $\text{NO}_3^-$  exportadas en agua por los dos arroyos usados como referencia.** Todas las comparaciones arrojaron diferencias significativas. Se reportan promedios anuales ( $n = 3$ ) estimados a partir de los muestreos compuestos. ANOVAs de 1 vía realizados sobre los valores logaritmizados (factor: intensidad de uso del suelo, 2 niveles), indicando valores F y grados de libertad respectivos. Nivel de significancia:  $P < 0.05^*$ ,  $P < 0.01^{**}$ .

Intensidad de uso	CPC (mg N.L-1)			Carga exportada (kg N.ha <sup>-1</sup> .y <sup>-1</sup> )		
	baja-media	muy alta	ANOVA	baja-media	muy alta	ANOVA
TN	0.67	1.82	$F_{(1,4)}=9.66^*$	1.83	6.27	$F_{(1,4)}=9.11^*$
TDN	0.42	1.47	$F_{(1,4)}=22.60^{**}$	1.13	5.04	$F_{(1,4)}=11.69^*$
NO3	0.17	0.71	$F_{(1,4)}=25.38^{**}$	0.44	2.45	$F_{(1,4)}=14.28^*$

#### 9.6.5. Resumen de los principales resultados

- La intensidad productiva tuvo un impacto significativo sobre la concentración y carga exportada de fósforo total y sus fracciones disueltas (TDP y SRP) en los arroyos de cabecera de cuenca de Uruguay. Los resultados fueron consistentes para todo el set de arroyos, así como para todas las metodologías de monitoreo utilizadas.
- El predominio de las fracciones de P disueltas sobre la fracción particulada fue un denominador común de todo el set de datos.
- La fracción particulada de P exhibió un comportamiento opuesto al esperado teóricamente, con menores aportes relativos a medida que aumenta la intensidad productiva en las cuencas.
- Los resultados demostraron la intensa asociación entre la concentración, concentración ponderada por caudal y carga exportada de TN, TDN y

$\text{NO}_3^-$  como consecuencia de la mayor intensidad de uso productivo agrícola del suelo.

- Por otra parte las concentraciones de DON y  $\text{NH}_4^+$  presentaron una asociación mucho más débil y circunstancial con la intensidad de uso del suelo.
- Además, se percibieron señales de cambio en el comportamiento temporal entre las variables. Particularmente, los muestreos screening mostraron diferencias significativas entre intensidades de uso del suelo para las concentraciones de TN, TDN y  $\text{NO}_3^-$  sólo en invierno, y para DON y  $\text{NH}_4^+$ , solamente en verano.



# discusión y conclusiones



## 10. Discusión y Conclusiones

La intensidad de producción agrícola fue un factor muy relevante en la determinación de las concentraciones y cargas exportadas de macronutrientes en los arroyos de cabecera estudiados. No obstante, el sentido y la magnitud de la afectación resultó, frecuentemente, dependiente del país de origen (i.e. condiciones climáticas/hidrológicas) del sistema estudiado.

### 10.1. Efectos sobre el fósforo

Los efectos de la intensidad de uso del suelo sobre las concentraciones y carga exportada de P fueron opuestos entre los arroyos de UY y los de DK. En UY, la mayor intensidad productiva tuvo un impacto significativo hacia el aumento de concentraciones totales y disueltas, así como de carga de P exportada. Por otra parte, en DK se encontró una tendencia a la disminución de la concentración y carga exportada de TP con el aumento de la intensidad agrícola.

Las muy elevadas concentraciones de especies fosforadas en el sistema uruguayo con muy alta intensidad productiva excedieron el rango máximo encontrado en 35 microcuencas Nórdicas/Bálticas estudiadas por Kronvang *et al.* (2007), y sugiere efectos asociados tanto a la intensidad de la actividad productiva en la cuenca como a la ausencia de acciones para el manejo, o mitigación de sus impactos (e.g. tambos sin tratamiento de efluentes, curso de agua sin zona *buffer*, acceso del ganado a los cursos, entre otros).

Otra de las mayores diferencias encontradas en la dinámica del fósforo entre arroyos de UY y DK se vinculó con la gran relevancia de las fuentes puntuales en los primeros, y su virtual ausencia en los últimos. Esta afirmación debe evaluarse teniendo en cuenta que los métodos disponibles de asignación a fuentes puntuales y difusas tienden a sobreestimar las contribuciones desde fuentes difusas (Jarvie *et al.*, 2012). La ausencia de fuentes puntuales en los arroyos daneses resulta consistente con la aplicación de los muy documentados planes de reducción y tratamiento de vertidos desarrollados en las últimas décadas

en gran parte de Europa (European Environment Agency, 2005; Kronvang *et al.*, 2005).

A modo de ejemplo, en los arroyos uruguayos el ganado tiene acceso directo a los cursos de agua, mientras que en los daneses el cercado es obligatorio. Se ha demostrado que, aún con bajas cargas, el impacto en la dinámica del fósforo por el acceso del ganado a los cursos de agua puede ser notable. Esto ocurre a través del pisoteo, la erosión de las márgenes y la excreción directa en el curso, factores que a su vez favorecen el predominio de la fracción disuelta en el total de fósforo (Trimble y Mendel, 1995; Sheffield *et al.*, 1997; Laubel *et al.*, 2003; James *et al.*, 2007; Jarvie *et al.*, 2010; Kronvang *et al.*, 2012). Si bien dichos aportes pueden quedar incluidos tanto en el término de aportes puntuales como en el de difusos de la relación caudal-concentración aplicada, la excreción directa en el curso de agua estaría sujeta a procesos de dilución equivalentes a los considerados para la asignación a fuentes puntuales, lo que podría, al menos en parte, explicar la relevancia de este tipo de aportes en una cuenca con intensidad de producción baja-media pero con presencia de ganado pastando. Por otra parte, estos aportes no resultarían continuos (tal como se asume en el modelo para los aportes puntuales), lo que puede ser una de las causas del relativamente bajo nivel de ajuste logrado por el modelo.

A pesar del grado de consistencia en los resultados sobre la magnitud relativa de las fuentes puntuales en las cuencas uruguayas, las mismas podrían indicar una subestimación del aporte relativo de las fuentes difusas. Esto podría ocurrir por subrepresentación en el muestreo de los eventos de alta descarga, debido a la dificultad de acceder a los sitios en condiciones de crecida. Este aspecto sería más relevante a medida que la variabilidad hidrológica aumenta y el tiempo de respuesta disminuye (i.e. mayor *flashinnes*).

El fraccionamiento de especies fosforadas fue también radicalmente diferente entre los arroyos de UY y DK, más allá de la intensidad de uso productivo del suelo. Contrariamente a lo esperado, debido al régimen de lluvia característico y la erosión consecuente, en UY predominaron las especies disueltas y en DK las particuladas. Además, se registró en ambos países una marcada tendencia hacia la disminución de la proporción de la fracción particulada a mayor

intensidad productiva. Esta última tendencia fue apoyada estadísticamente de forma robusta para los arroyos de Uruguay, sobre la base de un alto número de réplicas y diferentes estrategias de monitoreo.

Este hecho pone en cuestión los supuestos de baja movilidad del fósforo en el suelo y pérdida provocada mayormente por la erosión, paradigma imperante en el Uruguay sobre el que se viene construyendo gran parte de la estrategia nacional de reducción de la eutrofización desde fuentes difusas (Decreto 405/2008 de Uso responsable y sostenible de los suelos). Si la movilización del fósforo dependiera unívocamente de la pérdida de partículas de suelo, la dominancia de la fracción disuelta sería fruto de procesos de sedimentación y solubilización post-movilización. Sin embargo, si fuese así, no sería posible justificar la disminución de la contribución relativa de P particulado en el agua de los arroyos a medida que se intensifica el uso del suelo en el gradiente considerado (Sharpley y Smith, 1994).

Los resultados obtenidos apoyan la hipótesis de que los mayores aportes de P disuelto encontrados en cuencas con mayores intensidades productivas, se asociarían a su movilización en fase disuelta (esto integra procesos como desorción, disolución, extracción desde el suelo, restos vegetales, fertilizantes y abono; Sharpley y Smith, 1994), es decir, desacoplados del proceso erosivo. Estos resultados son totalmente concordantes con los obtenidos por investigadores del INIA La Estanzuela y de la Facultad de Agronomía de la UDELAR en experimentos locales usando parcelas de escurrimiento (Barreto *et al.*, 2014; Lizarralde *et al.*, 2014; Perdomo *et al.*, 2015; Lizarralde *et al.*, 2016), y podrían deberse a cambios asociados a la siembra directa, como el incremento de la compactación del suelo y la aplicación y acumulación superficial de fertilizantes (Lizarralde *et al.*, 2014; Perdomo *et al.*, 2015; Sucunza *et al.*, 2015). Esta práctica se ha vuelto dominante en el Uruguay desde la década del 2000 (Derpsch *et al.*, 2010). Este tipo de consecuencias de la siembra directa ya había sido reportado hace más de dos décadas en la literatura internacional (Sharpley *et al.*, 1994; Sharpley *et al.*, 1996).

Las cantidades de P transferido desde los suelos agrícolas son generalmente bajas respecto a las cantidades que suelen aplicarse en la fertilización (Haygarth *et al.*, 2005). En la literatura arbitrada se citan dosis típicas de fertilización a nivel internacional entre 20 y 50 kg P.ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>, mientras que las pérdidas se encuentran el orden de 1 kg P.ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup> (Haygarth *et al.*, 2005). La disminución de la eficiencia por exportación estaría, entonces, entre el 2 y el 5%. Por otra parte, aún en ausencia de exportación, la disponibilidad de P en el suelo va disminuyendo con el tiempo desde la aplicación del fertilizante, habiendo reportes de disminución al 50% de la disponibilidad sólo en el primer año, por simples procesos de fijación (retrogradación; Arndt y McIntyre, 1963).

Si bien la eficiencia en el control de las pérdidas de fósforo del suelo es muy alta desde el punto de vista agronómico, las cargas que finalmente ingresan a los cursos de agua son excesivas desde el punto de vista limnológico, como se encontró en esta tesis. Las consecuencias de este proceso sobre el funcionamiento ecosistémico y la calidad del agua se discuten en la sección de aportes a la gestión de los recursos acuáticos.



"LANDFALL" (2014)

Erik Johansson <http://www.erikjohanssonphoto.com>  
(con autorización del autor)

## 10.2. Efectos sobre el Nitrógeno

Los niveles de TN, TDN,  $\text{NO}_3^-$ , DIN y DON de UY y DK resultaron equivalentes entre los sistemas con menor intensidad de uso agrícola, más allá de su origen geográfico. Entre éstos, tanto las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  como de  $\text{NH}_4^+$  fueron similares a los niveles basales para arroyos con el mínimo grado de disturbio de Dinamarca (Kronvang *et al.*, 2015). No hay estudios específicos sobre niveles basales de nutrientes en arroyos de Uruguay, aunque trabajos realizados con otros objetivos han encontrado concentraciones aún menores en cuencas de suelos muy pobres (basalto, Tacuarembó; Teixeira-de Mello *et al.*, 2012). No obstante, los niveles alcanzados por el  $\text{NO}_3^-$  en las cuencas con mayor intensidad agrícola fueron inferiores a los considerados seguros en lo que refiere a potabilidad del agua (Edwards *et al.*, 2003; Jordan y Smith, 2005; Macgregor y Warren, 2006; Gooday *et al.*, 2008). Estos resultados resultan concordantes con los de trabajos previos realizados en el país (Perdomo *et al.*, 2001).

El aumento de la concentración de TN, TDN y  $\text{NO}_3^-$  fue un efecto generalizado de la mayor intensidad de uso agrícola en los sistemas de UY y DK. La mayor magnitud del efecto en DK, así como la mayor contribución de DIN, probablemente se explique en el legado dado por una larga historia de producción intensiva (McLauchlan, 2006; Hansen *et al.*, 2012; Tesoriero *et al.*, 2013). Un factor adicional, que potencialmente contribuye a estos patrones, es la práctica extendida de drenaje artificial en los campos productivos daneses (tile drains: Grant *et al.*, 1996; Schoumans *et al.*, 2014; Andersen *et al.*, 2016).

La contribución proporcional del DON al TDN fue más alta en los arroyos de UY ( $\text{DIN/TDN} = [\text{TDN}-\text{DON}]/\text{TDN}$ ) que en los de DK, independientemente de la intensidad de uso del suelo. Sin embargo, este hecho estuvo relacionado con los niveles comparativamente moderados a bajos de  $\text{NO}_3^-$  en Uruguay, pero no con diferencias significativas del DON entre arroyos de ambas regiones.

Las relaciones significativas entre las concentraciones de N y la temperatura (correlaciones negativas) y el caudal (correlaciones positivas), pueden estar vinculadas con el incremento de la tasa de desnitrificación, y asimilación de N

por macrófitas y perifiton que son potenciados por la mayor temperatura (Saad y Conrad, 1993; Boyer *et al.*, 2006; Arango *et al.*, 2015). Adicionalmente, el patrón observado puede reflejar la prevalencia de las contribuciones difusas de N (provocando mayores concentraciones de N con mayores descargas). La correlación negativa entre la temperatura y la descarga puede estar asociada a la evapotranspiración.

Además, es posible que el comportamiento cíclico-anual de las concentraciones de TN, TDN y  $\text{NO}_3^-$  en los arroyos de DK tenga también como causa el vínculo descrito con la temperatura. La existencia de un patrón de variación de las autocorrelaciones similar al danés en los arroyos de UY (aunque no significativo), permite hipotetizar la existencia de un gradiente latitudinal/climático en la magnitud del ciclo anual de estas especies nitrogenadas, con una disminución de su magnitud hacia las zonas más cálidas.

El escenario climático más probable para las próximas décadas en Uruguay y Dinamarca involucra cambios hacia condiciones más extremas, cálidas y húmedas, lo que probablemente se reflejará en arroyos con respuestas hidrológicas más rápidas (*flashier streams*; Hanssen-Bauer *et al.*, 2005; Madsen *et al.*, 2009; Hansen *et al.*, 2010; Marengo *et al.*, 2010; CDKN, 2014; Goyenola *et al.*, 2015). Los resultados sugieren que en un escenario estacionario de intensidad productiva y manejo, el calentamiento podría promover una leve reducción de las concentraciones de N en los arroyos de cabecera. Por otra parte, el incremento previsto en la precipitación anual y el incremento en la frecuencia de eventos de lluvias de mayor intensidad en ambos países probablemente generen un aumento de los aportes difusos de N.

Por lo tanto, es esperable que haya efectos compensatorios del aumento de temperatura y de cambios en el régimen de precipitación sobre la concentración y carga exportada de N en los arroyos de ambos países. El probable incremento en la variabilidad del caudal (*flashiness*) predicho en los futuros escenarios (lo que se asociaría a una mayor contribución de aguas superficiales), puede generar una disminución en el cociente DIN/TDN.

En la actualidad, el uso global de N está en franco incremento y se predice que la tendencia se mantendrá en las próximas décadas (Tilman *et al.*, 2011). De acuerdo con esto, y basado en nuestras observaciones, se concluye que en ausencia de un aumento significativo de la eficiencia en el uso productivo del N (o de la introducción de otras medidas paliativas), la intensificación productiva pronosticada provocaría un fuerte incremento de las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$ , TDN, y TN, un incremento en las concentraciones ponderadas por caudal y cargas exportadas, tanto en arroyos templados como subtropicales comparables con los estudiados. Estos procesos exacerbarán aún más el proceso de eutrofización y sus síntomas en los sistemas acuáticos. No obstante, cabe consignar que en Dinamarca se vienen implementando medidas muy restrictivas sobre la aplicación de fertilizantes nitrogenados.

Por otra parte, el cociente N:P reflejó impactos diferenciales de la producción intensiva en ambas regiones estudiadas. Ese hecho provoca que el nutriente limitante para la producción biológica en los arroyos de DK con producción intensiva sea el P, mientras que en los arroyos de UY con producción intensiva en la cuenca sería el N. Esto establece un mayor riesgo asociado a la floración de cianobacterias en Uruguay, ya que muchas de las especies dentro de este grupo son capaces de fijar N atmosférico (Levich, 1996).

### **10.3. Consecuencias aplicadas: aportes a la gestión**

#### **10.3.1. Diseño y desarrollo de programas de monitoreo**

Los métodos alternativos de estimación de cargas exportadas (interpolación lineal y relación concentración-descarga, siempre respecto a la estimación realizada a partir de muestras compuestas) presentaron diferentes niveles de exactitud entre variables, arroyos y los años en los que fueron aplicados.

Contrariamente a lo esperado, no se encontraron síntomas de menor ajuste en las estimaciones de cargas exportadas por el método de interpolación lineal en los arroyos de UY respecto de los daneses. Por otra parte, la limitada relación estadística entre los valores de concentración de TP entre muestreos

consecutivos (no significancia de las autocorrelaciones), hace cuestionable la aplicabilidad de los métodos de interpolación lineal de concentraciones para la estimación de cargas exportadas. El nivel de relación temporal entre muestras de N fue mayor, particularmente para los sistemas daneses, aunque el nivel de desempeño del método no mejoró perceptiblemente.

Por otra parte, las estimaciones de carga exportada de P generadas a partir de las relaciones C-Q presentaron mucho mejor ajuste en las cuencas con muy alta intensidad de producción, tanto en UY como DK, que en las cuencas con baja-media intensidad de producción.

Además, los resultados sugieren la existencia de un sesgo sistemático en la estimación de cargas hacia una sub-estimación en los arroyos daneses y una sobre-estimación en los arroyos de Uruguay, tanto para el TP como para el TN. Esto subraya la falta de suficiencia del método para representar la dinámica de cada sistema, lo que es consistente con hallazgos anteriores (e.g. Jones *et al.*, 2012). Estos resultados son acordes a lo planteado por Richards y Holloway (1987), en el sentido de que las cargas de sustancias que aumentan durante los períodos de mayor escorrentía (como es el caso de las cuencas danesas con aportes únicamente difusos) son sub-estimadas, mientras que las cargas de las sustancias cuya concentración disminuye durante los períodos de mayor escorrentía (como es el caso de los arroyos de UY con alta contribución de fuentes puntuales) son generalmente sobre-estimadas.

En Uruguay, los programas de monitoreo de nutrientes se basan frecuentemente en muestreos hidroquímicos de baja frecuencia a intervalos discretos. En la presente tesis se demuestra que las estimaciones de cargas exportadas generadas a partir de datos quincenales presentan un elevado nivel de incertidumbre. Por otra parte, la información generada no permite concluir las condiciones bajo las cuales las estimaciones resultan confiables.

Una expansión e intensificación agrícola, en el contexto actual de cambio climático, destaca la necesidad de contar con programas de monitoreo de calidad y cantidad de agua suficientes que permitan determinar las relaciones causales

con las actividades en el territorio, realizar balances de masas, y detectar tendencias temporales. Lograr estos objetivos involucra indispensablemente la aplicación de programas de monitoreo que integren cantidad y calidad, con una cadencia suficiente como para capturar la variabilidad inherente de los cursos de agua. El presente proyecto ha demostrado la factibilidad del desarrollo de este tipo de estrategia a nivel local. En este marco, la puesta a punto y utilización de métodos aún más exactos, tales como muestreadores automáticos proporcionales al flujo (*automatized flow-proportional water samplers*) y analizadores automáticos in-situ (*automatized bankside analyzers*), debería ser considerada y priorizada en la gestión.

Por otra parte, los resultados de esta tesis también permiten hacer sugerencias en la etapa de procesamiento de los datos del monitoreo. Todos los datos analizados en esta tesis presentaron distribución log-normal, comportamiento que es una característica general de los sets de datos de concentración de nutrientes y cargas exportadas. En función de esto, se considera que la opción más adecuada para el procesamiento de datos de esta naturaleza involucra su logaritmicación (sobre cualquier base). Este procedimiento hace viable la aplicación de test estadísticos paramétricos. En la misma línea, se recomienda la utilización de la media geométrica como medida de tendencia central en este tipo de set de datos. El valor de la media geométrica es fuertemente dependiente del número de valores considerados para su cálculo, por lo que debe ponerse especial cuidado en establecer al menos el número mínimo de muestras requerido para su estimación (Landwehr, 1978). Si este número no es especificado, el significado de un dato particular resultaría ambiguo (Landwehr, 1978). Conocer los parámetros de la distribución de datos para un sistema, permite además, estimar la probabilidad de excedencia por encima de umbrales específicos.

Lo anterior tiene consecuencias sobre la fijación de estándares de calidad ambiental y su monitoreo, y podría resultar de utilidad en el proceso de modificación de los estándares de nutrientes en cursos de agua del Decreto 253/79. En el mismo sentido, cabe hacer referencia a que este tipo de criterios se aplica desde hace décadas a la formulación de estándares de calidad de agua

de uso recreacional en diferentes lugares del mundo (Wymer, 2007), incluyendo Uruguay (Decreto 253/1979). Según este Decreto, el estándar de coliformes fecales para aguas destinadas a recreación por contacto directo con el cuerpo humano se establece por un criterio doble, fijando valores máximos permisibles en al menos 5 muestras consecutivas, y adicionalmente un límite máximo para la media geométrica de las mismas 5 muestras.

### **10.3.2. Certezas y gestión ambiental**

Los resultados expuestos en la presente tesis son parte del mayor esfuerzo de investigación realizado hasta la fecha a nivel nacional (y quizás regional), con el fin de comprender la magnitud del impacto de la intensidad agrícola sobre el nivel de nutrientes en agua de arroyos de cabecera de UY. El trabajo realizado ha permitido demostrar el impacto de la producción agrícola intensiva en el nivel de nutrientes de los arroyos de cabecera del Uruguay.

Sin duda alguna, los niveles de contaminación por fósforo en los arroyos de cabecera asociados a la producción agrícola intensiva, alcanzan niveles difícilmente sospechables. Para tener un nivel de referencia, debe tenerse en cuenta que según la normativa vigente, resulta aceptable en los cursos de agua de Uruguay un nivel de 0.025 mg de fósforo total como  $P.L^{-1}$  (Decreto 253/79). Desde hace casi una década, esta normativa viene siendo revisada. Una de las propuestas de modificación es llevar el objetivo ambiental a 0.10 mg  $P.L^{-1}$ , lo que es un nivel elevado considerando las consecuencias posibles sobre la calidad de agua y el funcionamiento de los ecosistemas (Panel 1). Cabe tener en cuenta que en la presente tesis se presentan promedios geométricos en el entorno de 1.02 mg  $P.L^{-1}$  y valores extremos de hasta 4.44 mg  $P.L^{-1}$  asociados al arroyo con muy alta intensidad de producción.

Lograr revertir este nivel de deterioro ambiental (e.g. Goyenola *et al.*, 2011a, b, c; Bonilla y Meerhoff, 2013; Carrasco-Letelier *et al.*, 2014) establece un desafío muy significativo a escala país. Particularmente porque este objetivo debe

lograrse manteniendo un sistema productivo agrícola activo y competitivo a nivel internacional.

Las evidencias presentadas sobre la magnitud de los aportes que se comportan como fuentes puntuales, o la imposibilidad de asociar a la erosión la mayor parte del P exportado, muestran lo lejos que ha estado el país de comprender cuáles son los principales procesos actuantes. También demuestra la necesidad imperiosa de vincular estrechamente la gestión ambiental con la generación de conocimiento original. La capacidad de generar propuestas de gestión ajustadas a lo que efectivamente pasa en el territorio, así como de evaluar el desempeño de los planes de acción aplicados, depende de la aplicación de estrategias capaces de obtener estimaciones exactas de la dinámica de nutrientes que permitan comprender los vínculos entre el clima, la hidrología, el uso de la tierra, la calidad del agua y el funcionamiento ecosistémico.

Sobre la base del conocimiento generado en la presente tesis, se plantean los siguientes enunciados con nivel de certeza:

- El modelo agrícola actual es, sin lugar a dudas, causa suficiente de niveles de nutrientes sumamente altos (particularmente de fósforo) de los sistemas acuáticos continentales de Uruguay. Por su magnitud y consecuencias, este impacto no debería ser minimizado y debe ser gestionado.
- En función de la conjunción entre los elevadísimos niveles de fósforo, la contribución mayoritaria de la fracción disuelta/biodisponible, y el muy bajo cociente N:P, promovidos por la actividad agrícola intensiva, el énfasis en la gestión ambiental de la problemática en Uruguay debe ser puesto sobre el fósforo.
- Intensidades productivas medias-moderadas son suficientes para promover niveles de calidad de agua no aceptables. Este hecho hace que mantener los sistemas acuáticos en estado de “buena calidad ecológica” involucra mantenerlos en estados cercanos a los de su menor nivel de impacto (i.e.: cercanos al estado prístino). Esta necesidad ya ha sido reconocida académicamente y plasmada, por ejemplo, en la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (Moss, 2008). La pasada conclusión no es otra que una de las causas de la fuerte tensión entre sustentabilidad, producción y desarrollo económico, por la que atraviesa nuestra sociedad en estos días.

- Con el conocimiento disponible es posible sustentar la idea de que la erosión es sólo una parte (y quizás minoritaria) del problema. No parece posible encontrar la solución únicamente a través de la aplicación de límites admisibles al proceso de erosión (Panel 1).
- El ingreso de ganado a los cursos de agua genera impactos significativos, aún a bajas densidades.
- Los procesos de eutrofización presentan lógicas acumulativas y generan consecuencias diferidas en el tiempo y el espacio, y la reversión del proceso involucra alcanzar umbrales de nutrientes menores a los que promovieron la degradación ambiental (Schindler, 2006). La problemática persistirá en el tiempo a mediano-largo plazo, aun cuando todas las medidas posibles sean aplicadas en la actualidad. La peor opción para enfrentar la problemática es esperar a que los síntomas del problema se expresen en toda su intensidad, ya que su reversión puede ser inviable ecosistémica y/o económicamente.
- Otros impactos sobre los cursos de agua refieren a las modificaciones de su comportamiento hidrológico, tales como las generadas por los embalsamientos para riego. Una de sus consecuencias involucra la fragmentación de hábitats y pérdida de biodiversidad, además del favorecimiento de floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas. La investigación a nivel regional y nacional sobre la temática y posibles estrategias paliativas es absolutamente incipiente.
- Se predice un incremento de la demanda regional y global por fertilizantes en las próximas décadas, y al mismo tiempo se prevé que las reservas globales de fósforo se extingan dentro de este siglo (Cordell *et al.*, 2009). Encontrar el compromiso adecuado entre la producción de alimentos y divisas, y la conservación de un buen estado ecológico de nuestros sistemas acuáticos es uno de los mayores desafíos que enfrenta la humanidad en la actualidad. La generación de conocimiento original cumple un rol fundamental en esa búsqueda.



## Panel 1.- P, agricultura y calidad de agua: Discrepancia de escalas.

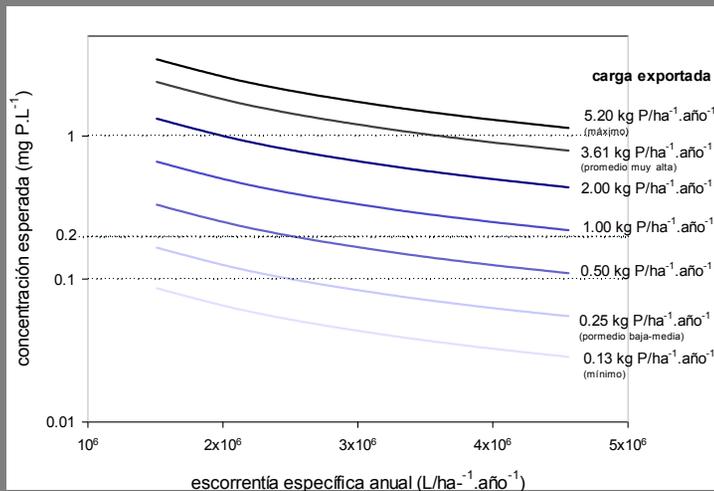
Desde el punto de vista agronómico no es aceptable la pérdida de la matriz “suelo” por desagregación de sus partículas (erosión), ya que su regeneración es tan lenta que se considera un recurso no renovable (Hill *et al.*, 2015). Cabe preguntarse, ¿las pérdidas de suelo aceptables desde el punto de vista agronómico, qué involucran respecto al P que es exportado hacia los sistemas acuáticos? Para evaluar esto, consideraremos el siguiente escenario:

- Desde el punto de vista del mantenimiento del recurso, la tolerancia de pérdida de suelo ronda las 7 toneladas.ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup> (Puentes, 1981).
- En estudios históricos se ha medido un rango de niveles de fósforo en suelos de Uruguay entre 126 y 887 mg P.kg<sup>-1</sup>, y un valor promedio de 321 mg P.kg<sup>-1</sup> (Hernández *et al.*, 1995).
- En consecuencia, los suelos más pobres en fósforo presentarían pérdidas aceptables de TP en el entorno de 0,9 kg P. ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>, un suelo con nivel de P promedio 2.2 kg P. ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup> y un suelo enriquecido podría alcanzar pérdidas de 6.2 kg P. ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>.
- En experimentos realizados en Uruguay en parcelas de escurrimiento, las pérdidas en el rango de 1 kg P.ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup> son las provenientes de campo natural, laboreo convencional y siembra directa, ya sea con rotación con pasturas y agricultura continua, siempre y cuando no haya aplicación de fertilizantes fosforados (Perdomo *et al.*, 2015). Por otra parte, las parcelas bajo laboreo convencional con aplicación de fertilizantes fosforados alcanzan cargas exportadas de algo más de 2 kg P.ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>, y en el experimento con siembra directa y fertilización (86 kg P.ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>), la pérdida llega a superar los 5 kg P.ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>. Estas magnitudes son comparables a los resultados obtenidos en esta tesis.

¿Las cargas de P exportadas de acuerdo a criterios aceptables desde el punto de vista agronómico, son aceptables desde el punto de vista de mantener (o recuperar) una buena calidad ecológica de los sistemas acuáticos?

Para evaluar esto, consideraremos el siguiente escenario:

- Dada una cantidad de P exportada anualmente a través de una sección de arroyo, la concentración media en el curso de agua será función del caudal acumulado.
  - En función de la magnitud de las precipitaciones y del coeficiente de escorrentía estimado en los arroyos uruguayos durante el período estudiado, la producción de agua estaría aproximadamente entre 1.5 a algo más de 4 millones L.ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>.
  - Con este rango de volúmenes, los arroyos superarían concentraciones ponderadas por caudal por encima de 0.10 mg P.L<sup>-1</sup> con cargas tan bajas como 0.50 kg P.ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>. Con cargas exportadas de 1.0 kg P.ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>, la CPC en los arroyos superaría los 0.20 mg P.L<sup>-1</sup>, y alcanzarían el miligramo de P por litro en años de bajos caudales con cargas de 2.0 kg P.ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>. Debe tenerse en cuenta que el valor máximo estimado de carga de P exportada efectivamente estuvo en los 5.2 kg P.ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>.
  - Sin entrar en el detalle de las diferentes propuestas de umbrales específicos, suele aceptarse que 0.10 mg de TP como P.L<sup>-1</sup> de agua es un valor alto que corresponde a estados tróficos en el rango de la eutrofia-hipereutrofia (Vollenweider, 1976; Carlson, 1977; Jeppesen *et al.*, 2000; Dodds, 2006; Chambers *et al.*, 2012). Es así que concentraciones de 0.10 mg P.L<sup>-1</sup> o superiores permiten productividades biológicas potenciales altas en los sistemas acuáticos y típicamente se asocian a pérdida de biodiversidad, riesgos sanitarios e interferencia con diversos usos antrópicos.
- Considerando la dependencia entre la intensidad de producción en la cuenca y la carga exportada de TP, puede concluirse que aumentos de las cargas exportadas, aún mucho menores que los admisibles según criterios agronómicos, son suficientes para generar concentraciones de TP mucho mayores que 0.10 mg P.L<sup>-1</sup> en los sistemas acuáticos.



**Concentración ponderada por caudal (anual) de fósforo total (TP) esperada en los arroyos de referencia.** La estimación fue realizada en función de los valores de carga exportada de P y el gradiente de caudal acumulado de los arroyos. Téngase en cuenta que en este análisis se evalúan promedios aritméticos.





"INMINENT" (2016)

Erik Johansson <http://www.erikjohanssonphoto.com>  
(con autorización del autor)



## 11. Perspectivas

Varios grupos de la región vienen generando conocimiento sobre la dinámica de nutrientes en arroyos y temas vinculados a la eutrofización de sistemas lóticos (e.g. Sommaruga *et al.*, 1995; Feijoó *et al.*, 1999; Feijoó y Lombardo, 2007; Chalar *et al.*, 2011; Teixeira-de Mello *et al.*, 2012; Carrasco-Letelier *et al.*, 2014; Benejam *et al.*, 2015; Amuchástegui *et al.*, 2016; Gücker *et al.*, 2016). En este contexto, surgen, como prioridades futuras en el desarrollo de conocimiento, las siguientes temáticas:

- Fuentes con comportamiento puntual en contextos rurales con baja densidad de población.

La existencia de marcadas contribuciones de P que se comportaron como fuente puntuales en cuencas agrícolas con baja-media intensidad productiva, resultó una de las mayores sorpresas de esta tesis. Confirmar estos resultados y establecer sus posibles causas sería una prioridad a futuro.

- Microcuencas experimentales

El escenario de cambio climático promueve cambios en el comportamiento de las cuencas y los sistemas acuáticos, incluso si no hubiera influencia de los sistemas productivos intensivos. Poder seguir en el tiempo el nivel de impacto de la actividad productiva sobre el ambiente, involucra mantener niveles de referencia adecuados. En esta línea se recomienda la creación de un programa permanente de monitoreo integrado de microcuencas de referencia, con inclusión de sistemas prístinos o con el menor impacto posible. Un proyecto de este tipo debe tener un fuerte sustento interdisciplinario y contar con el activo involucramiento de los productores presentes en el territorio.

- Acceso del ganado a los cursos de agua

El cercamiento de todos los cursos de agua puede resultar una intervención alto costo. Sin embargo se ha demostrado que con sólo hacer disponibles fuentes de agua alternativas para el ganado, se disminuye significativamente el tiempo que

este pasa en el curso de agua (en algunos casos hasta 92% menos), generando una reducción significativa del nivel de TP (81% menos de TP; Sheffield *et al.*, 1997). A nivel mundial existe un amplio desarrollo tecnológico para la solución del suministro alternativo de agua. Resulta indispensable investigar en la temática y buscar alternativas que resulten de factible aplicación en el contexto local.

- Investigación y modelación a diversidad de escalas

Casi la totalidad de la experiencia nacional de modelación sobre los efectos ambientales de la actividad productiva se ha realizado por medio de la estimación de la salida de sedimentos y nutrientes del suelo (parcelas de escurrimiento). Esta estrategia de análisis necesaria y fundamental debería ser complementada con herramientas de mayor escala, de forma de hacer posible evaluar la interacción compleja entre diferentes componentes del paisaje, tanto en la movilización, el transporte, y la entrega de nutrientes, así como su procesamiento en el propio sistema acuático (Haygarth *et al.*, 2005; Jarvie *et al.*, 2012). Múltiples estrategias de investigación contribuirán a este objetivo.

El denominador común entre estas líneas debería ser el balance de masas a nivel cuenca y el reciclado de nutrientes, lo que ha sido evaluado como el servicio ecosistémico menos estudiado para toda la región de las Pampas y Campos de Sudamérica (Modernel *et al.*, 2016). El ciclado de nutrientes, como proceso que ocurre a escala ecosistémica, integra un amplio rango de disturbios (Bunn *et al.*, 1999; Houser *et al.*, 2005; Arscott *et al.*, 2008) ocurridos en una escala espacial amplia, permitiendo que puedan ser interpretados en un contexto de cuenca (Bunn *et al.*, 1999).

Resulta necesario el desarrollo de conocimiento sobre la eficiencia de uso de los nutrientes y el exceso de nutrientes de la actividad productiva (*nutrient surplus*), desarrollo de índices de suelos (*soil index*), restauración de humedales, utilización de cultivos de captura y evaluación de eficiencia de las franjas de amortiguación (*buffer strips*), efectos en el suelo de la siembra directa a mediano-largo plazo, manejo y restauración a nivel de paisaje y sistemas acuáticos, entre otros.

Para reducir el impacto ambiental de la actividad agrícola, es necesario lograr ciclos más cerrados por medio de la generación de tecnologías de aprovechamiento del abono y otros desechos orgánicos. Si bien la agricultura es una actividad por naturaleza innovadora, parece necesario generar incentivos para dirigir la innovación hacia la agricultura sustentable.

Adicionalmente, se recomienda la realización de proyectos multidisciplinarios tendientes a la aplicación de modelos capaces de representar las prácticas productivas y sus consecuencias ambientales. Se recomienda especialmente la aplicación del modelo SWAT (Gassman *et al.*, 2007). Luego de calibrada y validada, esta herramienta posibilita establecer escenarios climáticos y productivos futuros y evaluar sus consecuencias ambientales.



## 12. Referencias

- Addiscott, T.M., 1996. Fertilizers and Nitrate Leaching. In: Hester, E., Harrison, R.M. (Eds.), *Agricultural Chemicals and the Environment*. RSC Publishing.
- Alexandratos, N., Bruinsma, J., 2012. World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. In: FAO (Ed.), *ESA Working Paper 12-03*. FAO, Roma.
- Allaby, M., 2006. *Grasslands*. Chelsea House, NY.
- Allan, J.D., Castillo, M.M., 2007. *Stream Ecology: structure and function of running waters*. Springer, Dordrecht.
- Amuchástegui, G., di Franco, L., Feijó, C., 2016. Catchment morphometric characteristics, land use and water chemistry in Pampean streams: a regional approach. *Hydrobiologia* 767, 65-79.
- Andersen, H., Kronvang, B., 2006. Modifying and evaluating a P index for Denmark. *Water Air and Soil Pollution* 174, 341-353.
- Andersen, H.E., Windolf, J., Kronvang, B., 2016. Leaching of dissolved phosphorus from tile-drained agricultural areas. *Water Science and Technology* 73, 2953-2958.
- Arango, C., James, P., Hatch, K., 2015. Rapid ecosystem response to restoration in an urban stream. *Hydrobiologia* 749, 197-211.
- Arndt, W., McIntyre, G., 1963. The initial and residual effects of superphosphate and rock phosphate for sorghum on a lateritic red earth. *Australian Journal of Agricultural Research* 14, 785-795.
- Arnold, J.G., Allen, P.M., Muttiah, R., Bernhardt, G., 1995. Automated base flow separation and recession analysis techniques. *Ground Water* 33, 1010-1018.
- Arscott, D.B., Aufdenkampe, A.K., Bott, T.L., Dow, C.L., Jackson, J.K., Kaplan, L.A., Newbold, J.D., Sweeney, B.W., 2008. Water quality monitoring in the source water areas for new york city: an integrative watershed approach. A final report on monitoring activities, 2000-2005. In: Center, S.W.R. (Ed.), Avondale.
- Aubert, A.H., Gascuel-Oudou, C., Merot, P., 2013. Annual hysteresis of water quality: A method to analyse the effect of intra- and inter-annual climatic conditions. *Journal of Hydrology* 478, 29-39.
- Baker, D.B., Richards, R.P., Loftus, T.T., Kramer, J.W., 2004. A new flashiness index: Characteristics and applications to midwestern rivers and streams. *Journal of the American Water Resources Association* 40, 503-522.
- Barreto, P., Ernst, O., Bidegáin, P.M., Perdomo, C., 2014. Cuantificación de la pérdida de fósforo por escorrentía en diferentes rotaciones de suelos de Uruguay. Congreso Uruguayo de Suelos. VI encuentro de la SUCS, Colonia.
- Benejam, L., Teixeira-de Mello, F., Meerhoff, M., Loureiro, M., Jeppesen, E., Brucet, S., 2015. Assessing effects of change in land use on size-related variables of fish in subtropical streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 73, 547-556.
- Beusen, A.H.W., Bouwman, A.F., Van Beek, L.P.H., Mogollón, J.M., Middelburg, J.J., 2016. Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum. *Biogeosciences* 13, 2441-2451.
- Bindi, M., Olesen, J.E., 2011. The responses of agriculture in Europe to climate change. *Regional Environmental Change* 11, 151-158.
- Blüthgen, N., Dormann, C.F., Prati, D., Klaus, V.H., Kleinebecker, T., Hölzel, N., Alt, F., Boch, S., Gockel, S., Hemp, A., Müller, J., Nieschulze, J., Renner, S.C., Schöning, I., Schumacher, U., Socher, S.A., Wells, K.,

- Birkhofer, K., Buscot, F., Oelmann, Y., Rothenwöhrer, C., Scherber, C., Tschardtke, T., Weiner, C.N., Fischer, M., Kalko, E.K.V., Linsenmair, K.E., Schulze, E.-D., Weisser, W.W., 2012. A quantitative index of land-use intensity in grasslands: Integrating mowing, grazing and fertilization. *Basic and Applied Ecology* 13, 207-220.
- Bonferroni, C.E., 1936. Teoria statistica delle classi e calcolo delle probabilità. Pubblicazioni del Istituto Superiore di Scienze Economiche e Commerciali di Firenze 8, 3-62.
- Bonilla, S., Meerhoff, M., 2013. Estado actual de la calidad del agua de sistemas acuáticos superficiales en Uruguay y recomendaciones, con énfasis en la cuenca del Río Santa Lucía. Informe CASAS; Calidad de Agua de Sistemas Acuáticos Superficiales. Facultad de Ciencias/CURE; UDELAR.
- Bormann, F.H., Likens, G.E., 1967. Nutrient cycling. *Science* 155, 424-428.
- Bowes, M.J., Smith, J.T., Jarvie, H.P., Neal, C., 2008. Modelling of phosphorus inputs to rivers from diffuse and point sources. *Science of the Total Environment* 395, 125-138.
- Boyer, E.W., Alexander, R.B., Parton, W.J., Li, C., Butterbach-Bahl, K., Donner, S.D., Skaggs, R.W., Grosso, S.J.D., 2006. Modeling denitrification in terrestrial and aquatic ecosystems at regional scales. *Ecological Applications* 16, 2123-2142.
- Brown, M.T., Vivas, M.B., 2005. Landscape development intensity index. *Environmental Monitoring and Assessment* 101, 289-309.
- Bunn, S.E., Davies, P.M., Mosisch, T.D., 1999. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology* 41, 333-345.
- Buzsáki, G., Mizuseki, K., 2014. The log-dynamic brain: how skewed distributions affect network operations. *Nature Reviews Neuroscience* 15, 264-278.
- Carlson, R.E., 1977. A Trophic State Index for Lakes. *Limnology and oceanography* 22, 361-369.
- Caroline van der Salm, Dupas, R., Grant, R., Heckrath, G., Iversen, B.V., Kronvang, B., Levi, C., Rubaek, G.H., Schoumans, O.F., 2011. Predicting Phosphorus Losses with the PLEASE Model on a Local Scale in Denmark and the Netherlands. *Journal of Environmental Quality* 40, 1617-1626.
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8, 559-568.
- Carpenter, S.R., Stanley, E.H., Zanden, M.J.V., 2011. State of the World's Freshwater Ecosystems: Physical, Chemical, and Biological Changes. *Annual Review of Environment and Resources* 36, 75-99.
- Carrasco-Letelier, L., Beretta, A., Eguren, G., 2014. Primer mapa nacional de la calidad del agua de Uruguay. *Revista INIA* 39, 67-70.
- Cassidy, R., Jordan, P., 2011. Limitations of instantaneous water quality sampling in surface-water catchments: Comparison with near-continuous phosphorus time-series data. *Journal of Hydrology* 405, 182-193.
- CDKN, 2014. The IPCC's Fifth Assessment Report What's in it for Latin America? Executive Summary. Overseas Development Institute and Climate and Development Knowledge Network 34.
- Chalar, G., Arocena, R., Pacheco, J.P., Fabián, D., 2011. Trophic assessment of streams in Uruguay: A Trophic State Index for Benthic Invertebrates (TSI-BI). *Ecological Indicators* 11, 362-369.
- Chambers, P.A., McGoldrick, D.J., Brua, R.B., Vis, C., Culp, J.M., Benoy, G.A., 2012. Development of Environmental Thresholds

- for Nitrogen and Phosphorus in Streams. *Journal of Environmental Quality* 41, 7-20.
- Cleveland, R.B., Cleveland, W.S., McRae, J.E., Terpenning, I., 1990. STL: A Seasonal-Trend Decomposition Procedure Based on Loess. *Journal of Official Statistics* 6, 3-73.
- Conley, D.J., Paerl, H.W., Howarth, R.W., Boesch, D.F., Seitzinger, S.P., Havens, K.E., Lancelot, C., Likens, G.E., 2009. Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science*.
- Cordell, D., Drangert, J.O., White, S., 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change* 19, 292-305.
- Daniel, T.C., Sharpley, A.N., Lemunyon, J.L., 1998. Agricultural Phosphorus and Eutrophication: A Symposium Overview. *Journal of Environmental Quality* 27, 251-257.
- Defew, L.H., May, L., Heal, K.V., 2013. Uncertainties in estimated phosphorus loads as a function of different sampling frequencies and common calculation methods. *Marine and Freshwater Research* 64, 373-386.
- Derpsch, R., Friedrich, T., Kassam, A., Hongwen, L., 2010. Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering* 3, 1-25.
- DMI, 2015. Decadal mean weather. Danish Meteorological Institute, Copenhagen
- DMI, 2016. Denmark's future climate. In: Institute, D.M. (Ed.).
- Dodds, W.K., 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and oceanography* 51, 671-680.
- Dudgeon, D., 2008. Tropical stream ecology. Academic Press/Elsevier.
- Dunn, O.J., 1964. Multiple comparisons using rank sums. *Technometrics* 6, 241-252.
- Edwards, A.C., Sinclair, A.H., Domburg, P., 2003. Identification, designation and formulation of an action plan for a nitrate vulnerable zone: a case study of the Ythan catchment, NE Scotland. *European Journal of Agronomy* 20, 165-172.
- Elser, J., Bennett, E., 2011. Phosphorus cycle: A broken biogeochemical cycle. *Nature* 478, 29-31.
- Elser, J.J., Fagan, W.F., Denno, R.F., Dobberfuhl, D.R., Folarin, A., Huberty, A., Interlandi, s., Kiham, S.S., McCauley, E., Shulz, K.L., Siemann, E.H., Sterner, R.W., 2000. Nutritional constraints in terrestrial and freshwaters food webs. *Nature* 408, 578-580.
- European Environment Agency, 2005. Source apportionment of nitrogen and phosphorus inputs into the aquatic environment. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark, pp. 1-48.
- Feijoó, C.S., Giorgi, A., García, M.E., Momo, F., 1999. Temporal and spatial variability in streams of a pampean basin. *Hydrobiologia* 394, 41-52.
- Feijoó, C.S., Lombardo, R.J., 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: A regional approach. *Water Research* 41, 1399-1410.
- Friberg, N., Bergfur, J., Rasmussen, J., Sandin, L., 2013. Changing Northern catchments: Is altered hydrology, temperature or both going to shape future stream communities and ecosystem processes? *Hydrological Processes* 27, 734-740.
- Friberg, N., Dybkaer, J.B., Olafsson, J.S., Gislason, G.L., S.E., Lauridsen, T.L., 2009. Relationships between structure and function in streams contrasting in temperature. *Freshwater Biology* 54, 2051-2068.
- Gassman, P.W., Reyes, M.R., Green, C.H., Arnold, J.G., 2007. The soil and water assessment tool: Historical development,

- applications, and future research directions *Transactions of the ASABE* 50, 1211-1250.
- Gooday, R., Anthony, S., Fawcett, L., 2008. A field scale model of soil drainage and nitrate leaching for application in nitrate vulnerable zones. *Environmental Modelling & Software* 23, 1045-1055.
- Gordon, L.J., Peterson, G.D., Bennet, E.M., 2008. Agricultural modifications of hydrological flows create ecological surprises. *Trends in Ecology and Evolution* 23, 211-219.
- Goyenola, G., Acevedo, S., Machado, I., Mazzeo, N., 2011a. Diagnóstico del Estado Ambiental de los Sistemas Acuáticos Superficiales del Departamento de Canelones. Volumen I: Ríos y Arroyos. In: Goyenola, G. (Ed.), Informe Desarrollo de Línea de Base sobre Calidad de Agua 2008-2009. Plan Estratégico Departamental de Calidad de Agua (PEDCA). Comuna Canaria; Facultad de Ciencias, Canelones.
- Goyenola, G., Acevedo, S., Machado, I., Mazzeo, N., 2011b. Diagnóstico del Estado Ambiental de los Sistemas Acuáticos Superficiales del Departamento de Canelones. Volumen II: Lagos del Sector Suroeste del Departamento. In: Goyenola, G. (Ed.), Informe Desarrollo de Línea de Base sobre Calidad de Agua 2008-2009. Plan Estratégico Departamental de Calidad de Agua (PEDCA). Comuna Canaria; Facultad de Ciencias, Canelones.
- Goyenola, G., Acevedo, S., Machado, I., Mazzeo, N., 2011c. Diagnóstico del Estado Ambiental de los Sistemas Acuáticos Superficiales del Departamento de Canelones. Volumen III: Laguna del Cisne. In: Goyenola, G. (Ed.), Informe Desarrollo de Línea de Base sobre Calidad de Agua 2008-2009. Plan Estratégico Departamental de Calidad de Agua (PEDCA). Comuna Canaria; Facultad de Ciencias; Asociación Civil Investigación y Desarrollo, Canelones.
- Goyenola, G., Graeber, D., Meerhoff, M., Jeppesen, E., Teixeira-de Mello, F., González-Bergonzoni, I., Vidal, N., Fosalba, C., Ovesen, N.B., Gelbrecht, J., Mazzeo, N., Kronvang, B., sometido. Influence of farming intensity and climate on stream nitrogen in lowland catchments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*.
- Goyenola, G., Meerhoff, M., Teixeira-de Mello, F., González-Bergonzoni, I., Graeber, D., Fosalba, C., Vidal, N., Mazzeo, N., Ovesen, N.B., Jeppesen, E., Kronvang, B., 2015. Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes. *Hydrology and Earth System Sciences* 19, 4099-4111.
- Graeber, D., Boëchat, I.G., Encina-Montoya, F., Esse, C., Gelbrecht, J., Goyenola, G., Gücker, B., Heinz, M., Kronvang, B., Meerhoff, M., Nimptsch, J., Pusch, M.T., Silva, R.C.S., von Schiller, D., Zwirnmann, E., 2015a. Global effects of agriculture on fluvial dissolved organic matter. *Scientific Reports* 5, 16328.
- Graeber, D., Gelbrecht, J., Kronvang, B., Gücker, B., Pusch, M.T., Zwirnmann, E., 2012. Technical Note: Comparison between a direct and the standard, indirect method for dissolved organic nitrogen determination in freshwater environments with high dissolved inorganic nitrogen concentrations. *Biogeosciences* 9, 4873-4884.
- Graeber, D., Goyenola, G., Meerhoff, M., Zwirnmann, E., Ovesen, N.B., Glendell, M., Gelbrecht, J., Teixeira de Mello, F., González-Bergonzoni, I., Jeppesen, E., Kronvang, B., 2015b. Interacting effects of climate and agriculture on fluvial DOM in temperate and subtropical catchments. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 19, 2377-2394.
- Grant, R., Laubel, A., Kronvang, B., Andersen, H.E., Svendsen, L.M., Fuglsang, A., 1996. Loss of dissolved and particulate phosphorus from arable catchments by subsurface drainage. *Water Research* 30, 2633-2642.
- Gruber, N., Galloway, J.N., 2008. An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature* 451, 293-296.

- Gücker, B., Silva, R.C.S., Graeber, D., Monteiro, J.A.F., Brookshire, E.N.J., Chaves, R.C., Boëchat, I.G., 2016. Dissolved nutrient exports from natural and human-impacted Neotropical catchments. *Global Ecology and Biogeography* 25, 378-390.
- Gustafsson, B.G., Schenk, F., Blenckner, T., Eilola, K., Meier, H.E.M., Müller-Karulis, B., Neumann, T., Ruoho-Airola, T., Savchuk, O.P., Zorita, E., 2012. Reconstructing the Development of Baltic Sea Eutrophication 1850–2006. *Ambio* 41, 534-548.
- Hansen, B., Alrøe, H.F., Kristensen, E.S., 2001. Approaches to assess the environmental impact of organic farming with particular regard to Denmark. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 83, 11-26.
- Hansen, B., Dalgaard, T., Thorling, L., Sørensen, B., Erlandsen, M., 2012. Regional analysis of groundwater nitrate concentrations and trends in Denmark in regard to agricultural influence. *Biogeosciences* 9, 3277-3286.
- Hansen, J., Ruedy, R., Sato, M., Lo, K., 2010. Global surface temperature change. *Reviews of Geophysics* 48, RG4004.
- Hanssen-Bauer, I., Achberger, C., Benestad, R.E., Chen, D., Førland, E.J., 2005. Statistical downscaling of climate scenarios over Scandinavia. *Climate Research* 29, 255-268.
- Haygarth, P.M., Condon, L.M., Heathwaite, A.L., Turner, B.L., Harris, G.P., 2005. The phosphorus transfer continuum: Linking source to impact with an interdisciplinary and multi-scaled approach. *Science of the Total Environment* 344, 5-14.
- Haygarth, P.M., Heathwaite, A.L., Jarvis, S.C., Harrod, T.R., 1999. Hydrological factors for phosphorus transfer from agricultural soils. In: Donald, L.S. (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, San Diego, CA, pp. 153-178.
- Hernández, J., Otegui, O., Zamalvide, J.P., 1995. Formas y contenidos de fósforo en algunos suelos del Uruguay. *Boletín de Investigaciones (Facultad de Agronomía)*, 32.
- Hill, M., Clérico, C., Mancassola, V., Sánchez, G., 2015. Estimación de pérdidas de suelo por erosión hídrica en tres diferentes sistemas de manejo hortícola del sur de Uruguay. *Agrociencia Uruguay* 19, 94-101.
- Houser, J.N., Mulholland, P.J., Maloney, K.O., 2005. Catchment disturbance and stream metabolism: patterns in ecosystem respiration and gross primary production along a gradient of upland soil and vegetation disturbance. *Journal of the North American Benthological Society* 24, 538-552.
- Huber, S., Balz, A., Abert, M., Pronk, W., 2011. Characterisation of aquatic humic and non-humic matter with size-exclusion chromatography – organic carbon detection – organic nitrogen detection (LC-OCD-OND). *Water Research* 45, 879-885.
- Hudson, N., Baker, A., Reynolds, D., Carliell-Marquet, C., Ward, D., 2009. Changes in freshwater organic matter fluorescence intensity with freezing/ thawing and dehydration/rehydration. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 114, G00F08.
- Hughes, L., 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already? *Trends in Ecology and Evolution* 15, 56-61.
- Iglesias, C., Meerhoff, M., Johansson, L.S., González-Bergonzoni, I., Mazzeo, N., Pacheco, J.P., Mello, F.T.-d., Goyenola, G., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M., Davidson, T.A., Jeppesen, E., 2017. Stable isotope analysis confirms substantial differences between subtropical and temperate shallow lake food webs. *Hydrobiologia* 784, 111-123.
- INUMET, 2016. *Climatological statistics*. Instituto Uruguayo de Meteorología Montevideo.
- IPCC, 2007. Summary for policymakers. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Enhen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., M.Tignor,

- Miller, H.L. (Eds.), *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.
- ISO13395, 1996. Water quality -- Determination of nitrite nitrogen and nitrate nitrogen and the sum of both by flow analysis (CFA and FIA) and spectrometric detection.
- James, E., Kleinman, P., Veith, T., Stedman, R., Sharpley, A., 2007. Phosphorus contributions from pastured dairy cattle to streams of the Cannonsville Watershed, New York. *Journal of Soil and Water Conservation* 62, 40-47.
- Jarvie, H.P., Sharpley, A.N., Scott, J.T., Haggard, B.E., Bowes, M.J., Massey, L.B., 2012. Within-River Phosphorus Retention: Accounting for a Missing Piece in the Watershed Phosphorus Puzzle. *Environmental Science & Technology* 46, 13284-13292.
- Jarvie, H.P., Withers, P.J.A., Bowes, M.J., Palmer-Felgate, E.J., Harper, D.M., Wasiak, K., Wasiak, P., Hodgkinson, R.A., Bates, A., Stoate, C., Neal, M., Wickham, H.D., Harman, S.A., Armstrong, L.K., 2010. Streamwater phosphorus and nitrogen across a gradient in rural-agricultural land use intensity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 135, 238-252.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T., Landkildehus, F., 2000. Trophic structure, species richness and diversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45, 201-218.
- Jeppesen, E., Kronvang, B., Meerhoff, M., Søndergaard, M., Hansen, K.M., Andersen, H.E., Lauridsen, T.L., Liboriussen, L., Beklioglu, M., Middle, A.Ö., 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., Meerhoff, M., Davidson, T.A., Trolle, D., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Beklioglu, M., Brucet, S., Volta, P., González-Bergonzoni, I., Nielsen, A., 2014. Climate change impacts on lakes: an integrated ecological perspective based on a multifaceted approach, with special focus on shallow lakes. *Journal of Limnology* 73, 84-107.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Kronvang, B., Jensen, J., Svendsen, L., Lauridsen, T., 1999. Lake and catchment management in Denmark. *Hydrobiologia* 395-396, 419-432.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Peder Jensen, J., Havens, K.E., Anneville, O., Carvalho, L., Coveney, M.F., Deneke, R., Dokulil, M., Foy, B., Gerdeaux, D., Hampton, S.E., Hilt, S., Kangur, K., Köhler, J., Lammens, E.H.R.R., Lauridsen, T.L., Manca, M., Miracle, M.R., Moss, B., Noges, P., Persson, G., Phillips, G., Portielje, R., Romo, S., Schelske, C.L., Straile, D., Tatrai, I., Wille, E., Winder, M., 2005. Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* 50, 1747-1771.
- Jones, A.S., Horsburgh, J.S., Mesner, N.O., Ryel, R.J., Stevens, D.K., 2012. Influence of sampling frequency on estimation of annual total phosphorus and total suspended solids loads. *Journal of the American Water Resources Association* 48, 1258-1275.
- Jordan, C., Smith, R.V., 2005. Methods to predict the agricultural contribution to catchment nitrate loads: designation of nitrate vulnerable zones in Northern Ireland. *Journal of Hydrology* 304, 316-329.
- Jordan, P., Cassidy, R., 2011. Technical Note: Assessing a 24/7 solution for monitoring water quality loads in small river catchments. *Hydrology and Earth System Sciences* 15, 3093-3100.
- Koroleff, F., 1970. Direct determination of ammonia in natural water as indophenol-blue., *International Conference in the*

- Exploration of the Sea. ICES C.M. 1969/C9., pp. 19-22.
- Kosten, S., Kamarainen, A., Jeppesen, E., van Nes, E.H., Peeters, E.T.H.M., Mazzeo, N., Sass, L., Hauxwell, J., Hansel-Welch, N., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M., Bachmann, R.W., Lacerot, G., Scheffer, M., 2009. Climate-related differences in the dominance of submerged macrophytes in shallow lakes. *Global Change Biology* 15, 2503-2517.
- Krebs, C.J., Berteaux, D., 2006. Problems and pitfalls in relating climate variability to population dynamics. *Climate Research* 32, 143-149.
- Kronvang, B., Andersen, H.E., Børgesen, C., Dalgaard, T., Larsen, S.E., Bøgestrand, J., Blicher-Mathiasen, G., 2008. Effects of policy measures implemented in Denmark on nitrogen pollution of the aquatic environment. *Environmental Science & Policy* 11, 144-152.
- Kronvang, B., Audet, J., Baattrup-Pedersen, A., Jensen, H.S., Larsen, S.E., 2012. Phosphorus Load to Surface Water from Bank Erosion in a Danish Lowland River Basin. *Journal of Environmental Quality* 41, 304-313.
- Kronvang, B., Bruhn, A.J., 1996. Choice of sampling strategy and estimation method for calculating nitrogen and phosphorus transport in small lowland streams. *Hydrological Processes* 10, 1483-1501.
- Kronvang, B., Grant, R., Larsen, S., Svendsen, L., Kristensen, P., 1995. Non-point-source nutrient losses to the aquatic environment in Denmark: impact of agriculture. *Marine and Freshwater Research* 46, 167-177.
- Kronvang, B., Jeppesen, E., Conley, D.J., Søndergaard, M., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Carstensen, J., 2005. Nutrient pressures and ecological responses to nutrient loading reductions in Danish streams, lakes and coastal waters. *Journal of Hydrology* 304, 274-288.
- Kronvang, B., Laubel, A., Grant, R., 1997. Suspended sediment and particulate phosphorus transport and delivery pathways in an arable catchment, Gelbæk stream, Denmark. *Hydrological Processes* 11, 627-642.
- 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., Windolf, J., Larsen, S., Thodsen, H., Bøgestrand, J., Ovesen, N.B., 2010. A national model concept for nutrient loading and retention calculations in Denmark (DK-NP). *Geophysical Research Abstracts* 12.
- Laubel, A., Kronvang, B., Hald, A.B., Jensen, C., 2003. Hydromorphological and biological factors influencing sediment and phosphorus loss via bank erosion in small lowland rural streams in Denmark. *Hydrological Processes* 17, 3443-3463.
- Lee, W., Westerhoff, P., 2005. Dissolved Organic Nitrogen Measurement Using Dialysis Pretreatment. *Environmental Science & Technology* 39, 879-884.
- Leinweber, P., Turner, B.L., Meissner, R., 2002. Phosphorus. In: Haygarth, P.M., Jarvis, S.C. (Eds.), *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. CABI Publishing, Wallingford.
- Levich, A.P., 1996. The role of nitrogen-phosphorus ratio in selecting for dominance of phytoplankton by cyanobacteria or green algae and its application to reservoir management. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 5, 55-61.
- Liboriussen, L., Landkildehus, F., Meerhoff, M., Bramm, M.E., Søndergaard, M., Christoffersen, K., Richardson, K., Søndergaard, M., Lauridsen, T., Jeppesen, E., 2005. Global warming: Design of a flow-through shallow lake mesocosm climate experiment. *Limnology and oceanography: methods* 3, 1-9.

- Lizarralde, C., Ciganda, V., Baethgen, W., Quincke, A., 2016. Pérdida de nutrientes en agua de escurrimiento en sistemas de rotaciones contrastantes. *Revista INIA* 46, 41-43.
- Lizarralde, C., V., R., J., S., 2014. Relación entre las variables climáticas y del suelo con la pérdida de fósforo por escorrentía. Congreso Uruguayo de Suelos. Colonia, Uruguay.  
<http://www.suelos.com.uy/pdf/74.pdf>
- Macgregor, C.J., Warren, C.R., 2006. Adopting sustainable farm management practices within a Nitrate Vulnerable Zone in Scotland: The view from the farm. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 113, 108-119.
- Madsen, H., Arnbjerg-Nielsen, K., Steen-Mikkelsen, P., 2009. Update of regional intensity–duration–frequency curves in Denmark: Tendency towards increased storm intensities. *Atmospheric Research* 92, 343-349.
- Magrin, G., Travasso, M., Rodríguez, G., 2005. Changes in climate and crop production during the 20th century in Argentina. *Climatic Change* 72, 229.
- Marengo, J., Rusticucci, M., Penalba, O., Renom, M., Laborbe, R., 2010. An intercomparison of observed and simulated extreme rainfall and temperature events during the last half of the twentieth century: part 2: historical trends. *Climatic Change* 98, 509-529.
- McLauchlan, K., 2006. The Nature and Longevity of Agricultural Impacts on Soil Carbon and Nutrients: A Review. *Ecosystems* 9, 1364-1382.
- Meerhoff, M., Clemente, J.M., Teixeira de Mello, F., Iglesias, C., Pedersen, A.R., Jeppesen, E., 2007a. Can warm climate-related structure of littoral predator assemblies weaken the clear water state in shallow lakes? *Global Change Biology* 13, 1888-1897.
- Meerhoff, M., Iglesias, C., Teixeira de Mello, F., Clemente, J.M., Jensen, E., Lauridsen, T.L., Jeppesen, E., 2007b. Effects of habitat complexity on community structure and predator avoidance behaviour of littoral zooplankton in temperate versus subtropical shallow lakes. *Freshwater Biology* 52, 1009-1021.
- Meerhoff, M., Teixeira de Mello, F., Kruk, C., Alonso, C., González-Bergonzoni, I., Pacheco, J.P., Lacerot, G., Arim, M., Beklioglu, M., Brucet, S., Goyenola, G., Iglesias Frizzera, C., Mazzeo, N., Kosten, S., Jeppesen, E., 2012. 4 - Environmental Warming in Shallow Lakes: A Review of Potential Changes in Community Structure as Evidenced from Space-for-Time Substitution Approaches. *Advances in Ecological Research* 46, in press.
- Meyer, J.L., Likens, G.E., 1979. Transport and transformation of phosphorus in a forest stream ecosystem. *Ecology* 60, 1255-1269.
- Modernel, P., Rossing, W.A.H., Corbeels, M., Dogliotti, S., Picasso, V., Tittonell, P., 2016. Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. *Environmental Research Letters* 11, 113002.
- Monteiro, M.I.C., Ferreira, F.N., de Oliveira, N.M.M., Avila, A.K., 2003. Simplified version of the sodium salicylate method for analysis of nitrate in drinking waters. *Analytica Chimica Acta* 477, 125–129.
- Moriasi, D.N., Arnold, J.G., Van Liew, M.W., Bingner, R.L., Harmel, R.D., Veith, T.L., 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE* 50, 885-900.
- Moss, B., 2008. Water pollution by agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 363, 659-666.
- Moss, B., Hering, D., Green, A.J., Aidoud, A., Becares, E., Beklioglu, M., Bennion, H., Boix, D., Brucet, S., Carvalho, L., Clement, B.,

- Davidson, T., Declerck, S., Dobson, M., van Donk, E., Dudley, B., Feuchtmayr, H., Friberg, N., Grenouillet, G., Hillebrand, H., Hobaek, A., Irvine, K., Jeppesen, E., Johnson, R., Jones, I., Kernan, M., Lauridsen, T.L., Manca, M., Meerhoff, M., Olafsson, J., Ormerod, S., Papastergiadou, E., Penning, W.E., Ptacnik, R., Quintana, X., Sandin, L., Seferlis, M., Simpson, G., Triga, C., Verdonschot, P., Verschoor, A.M., Weyhenmeyer, G.A., 2010. Climate change and the future of freshwater biodiversity in Europe: a primer for policy-makers. *Freshwater Reviews* 2, 103-130.
- Moss, B., Kosten, S., Meerhoff, M., Battarbee, R.W., Jeppesen, E., Mazzeo, N., K.Havens, G., L., Z., L., L., D., H., P., Scheffer, M., 2011. Allied attack: climate change and nutrient pollution. *Inland Waters* 1, 101-105.
- Müller, R., Widemann, O., 1955. Die Bestimmung des Nitrat-Ions in Wasser. *Von Wasser*, 22:247.
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models: Part 1. A discussion of principles. *J. Hydrology* 10, 282-290.
- Neal, C., Robson, A.J., Wass, P., Wade, A.J., Ryland, G.P., Leach, D.V., Leeks, G.J.L., 1998. Major, minor, trace element and suspended sediment variations in the River Derwent. *Science of the Total Environment* 210–211, 163-172.
- Nørring, N.P., Jørgensen, E., 2009. Eutrophication and agriculture in Denmark: 20 years of experience and prospects for the future. *Hydrobiologia* 629, 65-70.
- Peel, M.C., Finlayson, B.L., McMahon, T.A., 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences* 11, 1633-1644.
- Perdomo, C., Barreto, P., Piñeiro, V., 2015. Perdidas de fósforo desde suelos agrícolas hacia aguas superficiales: resultados preliminares para Uruguay y posibles medidas de manejo para mitigar riesgos. IV Simposio Nacional de Agricultura, Buscando el camino para la intensificación sostenible de la agricultura, Paysandú.
- Perdomo, C.H., Casanova, O.N., Ciganda, V.S., 2001. Contaminación de aguas subterráneas con nitratos y coliformes en el Litoral sudeste del Uruguay. *Agrociencia* V, 10-22.
- Perkins, D., Reiss, J., Yvon-Durocher, G., Woodward, G., 2010. Global change and food webs in running waters. *Hydrobiologia* 657, 181-198.
- Poff, N.L., Brinson, M.M., Day, J., 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*.
- Puckett, L.J., Tesoriero, A.J., Dubrovsky, N.M., 2011. Nitrogen contamination of surficial aquifers – A growing legacy. *Environmental Science & Technology* 45, 839-845.
- Puentes, R., 1981. A framework for the use of the Universal Soil Loss Equation in Uruguay. *College Station: Texas A & M University*, p. 80.
- Quinton, J.N., Govers, G., Van Oost, K., Bardgett, R.D., 2010. The impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling. *Nature Geosci* 3, 311-314.
- Redfield, A., 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist* 138, 43-64.
- Richards, R.P., Holloway, J., 1987. Monte Carlo studies of sampling strategies for estimating tributary loads. *Water Resources Research* 23, 1939-1948.
- Rockstrom, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sorlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B.,

- Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J.A., 2009. A safe operating space for humanity. *Nature* 461, 472-475.
- Saad, O.A.L.O., Conrad, R., 1993. Temperature dependence of nitrification, denitrification, and turnover of nitric oxide in different soils. *Biology and Fertility of Soils* 15, 21-27.
- Schindler, D., 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and oceanography* 51, 356-363.
- Schindler, D.W., 1998. Replication versus realism: The need for ecosystem-scale experiments. *Ecosystems* 1, 323-334.
- Schoumans, O.F., Chardon, W.J., Bechmann, M.E., Gascuel-Oudou, C., Hofman, G., Kronvang, B., Rubæk, G.H., Ulén, B., Dorioz, J.M., 2014. Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: A review. *Science of the Total Environment* 468-469, 1255-1266.
- Sharpley, A., Jarvie, H.P., Buda, A., May, L., Spears, B., Kleinman, P., 2014. Phosphorus legacy: Overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. *Journal of Environmental Quality* 42, 1308-1326.
- Sharpley, A.N., Chapra, S.C., Wedepohl, R., Sims, J.T., Daniel, T.C., Reddy, K.R., 1994. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. *Journal of Environmental Quality* 23, 437-451.
- Sharpley, A.N., Daniel, T.C., Sims, J.T., Pote, D.H., 1996. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. *Journal of Soil and Water Conservation* 51, 160-166.
- Sharpley, A.N., Smith, S.J., 1994. Wheat tillage and water quality in the Southern plains. *Soil and Tillage Research* 30, 33-48.
- Sharpley, A.N., Smith, S.J., Jones, O.R., Berg, W.A., Coleman, G.A., 1992. The Transport of Bioavailable Phosphorus in Agricultural Runoff. *Journal of Environmental Quality* 21, 30-35.
- Sheffield, R.E., Mostaghimi, S., Vaughan, D., Collins Jr, E., Allen, V., 1997. Off-stream water sources for grazing cattle as a stream bank stabilization and water quality BMP. *Transactions of the ASABE* 40, 595-604.
- Sims, J.T., Simard, R.R., Joern, B.C., 1998. Phosphorus loss in agricultural drainage: historical perspective and current research. *Journal of Environmental Quality* 27, 277-293.
- Sommaruga, R., Conde, D., Casal, J.A., 1995. The role of fertilizers and detergents for eutrophication in Uruguay. *Fresenius Environmental Bulletin* 4, 111-116.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., de Vries, W., de Wit, C.A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Meyers, B., Sörlin, S., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347.
- Stelzer, R.S., Likens, G.E., 2006. Effects of sampling frequency on estimates of dissolved silica export by streams: The role of hydrological variability and concentration-discharge relationships. *Water Resources Research* 42, 1-10.
- Strahler, A.N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions American Geophysical Union* 38, 913-920.
- Stutter, M.I., Chardon, W.J., Kronvang, B., 2012. Riparian Buffer Strips as a Multifunctional Management Tool in Agricultural Landscapes: Introduction. *Journal of Environmental Quality* 41, 297-303.
- Sucunza, F.A., Gutierrez-Boem, F., Rubio, G., Garcia, F., Boxler, M., 2015. La fertilización continúa de largo plazo: Efectos sobre la estratificación del fósforo., *Simposio de Fertilidad* 2015. <http://www.engormix.com/MA-agricultura/soja/articulos/fertilizacion->

[continua-largo-plazo-t7244/415-p0.htm](http://continua-largo-plazo-t7244/415-p0.htm)

Rosario.

Teixeira-de Mello, F., Meerhoff, M., Baattrup-Pedersen, A., Maigaard, T., Kristensen, P.B., Andersen, T.K., Clemente, J.M., Fosalba, C., Kristensen, E.A., Masdeu, M., Riis, T., Mazzeo, N., Jeppesen, E., 2012. Community structure of fish in lowland streams differ substantially between subtropical and temperate climates. *Hydrobiologia*.

Teixeira de Mello, F., Meerhoff, M., Pekcan-Hekim, Z., Jeppesen, E., 2009. Substantial differences in littoral fish community structure and dynamics in subtropical and temperate shallow lakes. *Freshwater Biology* 54, 1202-1215.

Tesoriero, A.J., Duff, J.H., Saad, D.A., Spahr, N.E., Wolock, D.M., 2013. Vulnerability of Streams to Legacy Nitrate Sources. *Environmental Science & Technology* 47, 3623-3629.

Thodsen, H., Kronvang, B., Andersen, H.E., Larsen, S.E., Windolf, J., Jøsløshøgen, T.B., Trolborg, L., 2009. Modelling diffuse nitrogen loadings of ungauged and unmonitored lakes in Denmark: Application of an integrated modelling framework. *International Journal of River Basin Management* 7, 245-257.

Tilman, D., Balzer, C., Hill, J., Befort, B.L., 2011. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108, 20260-20264.

Townsend, A.R., Porder, S., 2012. Agricultural legacies, food production and its environmental consequences. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109, 5917-5918.

Trimble, S.W., Mendel, A.C., 1995. The cow as a geomorphic agent — A critical review. *Geomorphology* 13, 233-253.

UE, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council

Establishing a Framework for the Community Action in the Field of Water Policy. European Commission, off. J. Eur. Commun. L327 (2000) 1.

Valderrama, J.C., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry* 10, 109-122.

Vinnerås, B., 2002. Possibilities for sustainable nutrient recycling by faecal separation combined with urine diversion. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Agraria* 353. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.

Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., Tilman, D.G., 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications* 7, 737-750.

Vollenweider, R.A., 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.* 33, 53-83.

Walther, G.-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J.-M., Hoegh-Guldberg, O., Bairlein, F., 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416, 389-395.

Wiberg-Larsen, P., Windolf, J., Bøgestrand, J., Baattrup-Pedersen, A., Kristensen, E.A., Larsen, S.E., Thodsen, H., Ovesen, N.B., Bjerring, R., Kronvang, B., Kjeldgaard, A., 2013. Vandløb 2012. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 84 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 75. <http://dce2.au.dk/pub/SR75.pdf>.

Windolf, J., Thodsen, H., Trolborg, L., Larsen, S.E., Bøgestrand, J., Ovesen, N.B., Kronvang, B., 2011. A distributed modelling system for simulation of monthly runoff and nitrogen sources, loads and sinks for ungauged catchments in Denmark. *Journal of Environmental Monitoring* 13, 2645-2658.

Woodward, G., Dybkjær, J.B., Ólafsson, J.S., Gíslason, G.M., Hannesdóttir, E.R., Friberg, N., 2009. Sentinel systems on the razor's edge: effects of warming on Arctic geothermal stream ecosystems. *Global Change Biology* Articles online in advance of print.

Wu, J.Y., Thompson, J.R., Kolka, R.K., Franz, K.J., Stewart, T.W., 2013. Using the storm water management model to predict urban headwater stream hydrological response to

climate and land cover change. *Hydrology and Earth System Sciences* 17, 4743-4758.

Zar, J.H., 2010. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, Upper Saddle River, NJ.

Zwirnmann, E., Krüger, A., Gelbrecht, J., 1999. Analytik im zentralen Chemielabor des IGB, Berichte des IGB, Heft 9. Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei: Berlin, Germany.

# ANEXOS



- **Adjunto 1: Goyenola, G., Meerhoff, M., Teixeira de Mello, F., González-Bergonzoni, I., Graeber, D., Fosalba, C., Vidal, N., Mazzeo, N., Ovesen, N. B., Jeppesen, E. y B. Kronvang. 2015. Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes. *Hydrology and Earth Systems Science*. 19: 4099-4111. <http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/19/4099/2015/>**

Por ser un artículo Open Access se adjunta copia únicamente de la 1<sup>er</sup> hoja.

Hydrol. Earth Syst. Sci., 19, 4099–4111, 2015  
[www.hydrol-earth-syst-sci.net/19/4099/2015/](http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/19/4099/2015/)  
[doi:10.5194/hess-19-4099-2015](https://doi.org/10.5194/hess-19-4099-2015)  
 © Author(s) 2015. CC Attribution 3.0 License.



Hydrology and  
Earth System  
Sciences



## Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes

G. Goyenola<sup>1</sup>, M. Meerhoff<sup>1,2</sup>, F. Teixeira-de Mello<sup>1</sup>, I. González-Bergonzoni<sup>1,2,3</sup>, D. Graeber<sup>2</sup>, C. Fosalba<sup>1</sup>, N. Vidal<sup>1,2,3</sup>, N. Mazzeo<sup>1</sup>, N. B. Ovesen<sup>2</sup>, E. Jeppesen<sup>2,3</sup>, and B. Kronvang<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Ecología Teórica y Aplicada, CURE-Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Maldonado, Uruguay  
<sup>2</sup>Department of Bioscience and Arctic Research Centre, Aarhus University, Silkeborg, Denmark  
<sup>3</sup>Sino-Danish Centre for Education and Research, Beijing, China

Correspondence to: G. Goyenola (goyenola@gmail.com)

Received: 25 February 2015 – Published in Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.: 26 March 2015  
 Revised: 16 September 2015 – Accepted: 22 September 2015 – Published: 8 October 2015

**Abstract.** Climate and hydrology are relevant control factors determining the timing and amount of nutrient losses from land to downstream aquatic systems, in particular of phosphorus (P) from agricultural lands. The main objective of the study was to evaluate the differences in P export patterns and the performance of alternative monitoring strategies in streams under contrasting climate-driven flow regimes. We compared a set of paired streams draining lowland micro-catchments under temperate climate and stable discharge conditions (Denmark) and under sub-tropical climate and flashy conditions (Uruguay). We applied two alternative nutrient sampling programs (high-frequency composite sampling and low-frequency instantaneous-grab sampling) and estimated the contribution derived from point and diffuse sources fitting a source apportionment model. We expected to detect a pattern of higher total and particulate phosphorus export from diffuse sources in streams in Uruguay streams, mostly as a consequence of higher variability in flow regime (higher flashiness). Contrarily, we found a higher contribution of dissolved P in flashy streams. We did not find a notably poorer performance of the low-frequency sampling program to estimate P exports in flashy streams compared to the less variable streams. We also found signs of interaction between climate/hydrology and land use intensity, in particular in the presence of point sources of P, leading to a bias towards underestimation of P in hydrologically stable streams and overestimation of P in flashy streams. Based on our findings, we suggest that the evaluation and use of more accurate monitoring methods, such as automatized flow-proportional

water samplers and automatized bankside analyzers, should be prioritized whenever logistically possible. However, it seems particularly relevant in currently flashy systems and also in systems where climate change predictions suggest an increase in stream flashiness.

---

### 1 Introduction

The global demand for phosphorus for fertilizers is projected to increase in the coming decades, although the existing global reserves will likely be exhausted within this century (Cordell et al., 2009). Nowadays, the global flow of phosphorus runs from mines through farms to aquatic systems, contributing to eutrophication and triggering aquatic ecosystem degradation (Carpenter et al., 1998; Elser and Bennett, 2011). Thus, humanity faces the challenge of sustaining food production while reducing the associated environmental costs.

The biogeochemical processes inside a catchment, which determine the loss of phosphorus from the land to aquatic systems, are mainly dependent on climatic and hydrological regimes (Bormann and Likens, 1967). Streams located in areas with short-duration-high-magnitude rainfall events may respond with frequent and rapid changes in discharge (to be “flashy” streams sensu Baker et al., 2004) and may potentially have a higher risk of diffuse transfer of nutrients from land to water (Cassidy and Jordan, 2011; Haygarth et al., 1999). The importance of understanding hydrology-driven variations in nutrient discharge increases in the current cli-

Published by Copernicus Publications on behalf of the European Geosciences Union.



- **Adjunto 2:** Graeber, D., **Goyenola, G.**, Meerhoff, M., Zwirnmann, E., Ovesen, N. B., Glendell, M., Gelbrecht, J., Teixeira de Mello, F., González-Bergonzoni, I., Jeppesen, E. and B. Kronvang. 2015. Interacting effects of climate and agriculture on fluvial DOM in temperate and subtropical catchments. *Hydrology and Earth Systems Science*. 19, 2377-2394. <http://www.hydrology-earth-syst-sci.net/19/2377/2015/>

Por ser un artículo Open Access se adjunta copia únicamente de la 1<sup>er</sup> hoja.

Hydrol. Earth Syst. Sci., 19, 2377–2394, 2015  
[www.hydrology-earth-syst-sci.net/19/2377/2015/](http://www.hydrology-earth-syst-sci.net/19/2377/2015/)  
 doi:10.5194/hess-19-2377-2015  
 © Author(s) 2015. CC Attribution 3.0 License.



Hydrology and  
Earth System  
Sciences



## Interacting effects of climate and agriculture on fluvial DOM in temperate and subtropical catchments

D. Graeber<sup>1</sup>, G. Goyenola<sup>1,2</sup>, M. Meerhoff<sup>1</sup>, E. Zwirnmann<sup>3</sup>, N. B. Ovesen<sup>1</sup>, M. Glendell<sup>1</sup>, J. Gelbrecht<sup>1</sup>, F. Teixeira de Mello<sup>3</sup>, I. González-Bergonzoni<sup>1,2,5</sup>, E. Jeppesen<sup>1,5</sup>, and B. Kronvang<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Department of Bioscience, Aarhus University, Aarhus, Denmark  
<sup>2</sup>Centro Universitario Regional Este, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Maldonado, Uruguay  
<sup>3</sup>Chemical Analytics and Biogeochemistry, Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Berlin, Germany  
<sup>4</sup>Geography, College of Life and Environmental Sciences, University of Exeter, Exeter, UK  
<sup>5</sup>Sino-Danish Centre for Education and Research, Beijing, China

Correspondence to: D. Graeber (dgr@dmu.dk)

Received: 29 November 2014 – Published in Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.: 7 January 2015  
 Revised: 26 April 2015 – Accepted: 28 April 2015 – Published: 20 May 2015

**Abstract.** Dissolved organic matter (DOM) is an important factor in aquatic ecosystems, which is involved in a large variety of biogeochemical and ecological processes, and recent literature suggests that it could be strongly affected by agriculture in different climates. Based on novel monitoring techniques, we investigated the interaction of climate and agriculture effects on DOM quantity and quality. To examine this, we took water samples over 2 years in two paired intensive and extensive farming catchments in each of Denmark (temperate climate) and Uruguay (subtropical climate). We measured dissolved organic carbon (DOC) and nitrogen (DON) concentrations and DOC and DON molecular fractions with size-exclusion chromatography. Moreover, we characterized DOM quality with absorbance and fluorescence measurements, as well as parallel factor analysis (PARAFAC). We also calculated the DOC and DON loads based on daily discharge measurements, as well as measured precipitation and air temperature. The fluvial DOM in the catchments in Uruguay was characterized by higher temporal variability of DOC and DON loads which were clearly to a higher temporal variability of precipitation and a DOM composition with rather plant-like character relative to the Danish catchments. Moreover, we found a consistently higher temporal variability of DOC and DON loads in the intensive farming catchments than in the extensive farming catchments, with highest temporal variability in the Uruguayan intensive farming catchment. Furthermore, the composition of DOM exported from the intensive farming catchments was consistently complex and always related to microbial processing in both Denmark and Uruguay. This was indicated by low C:N ratios, several spectroscopic DOM composition indices and PARAFAC fluorescence components. We propose that the consistent effect of intensive farming on DOM composition and the temporal variability of DOC and DON loads is related to similarities in the management of agriculture, which may have widescale implications for fluvial DOM composition, as well as related ecological processes and biogeochemical cycles.

### 1 Introduction

Dissolved organic matter (DOM) is an important biogeochemical component in aquatic ecosystems, which is involved in a large variety of ecological processes (Prairie, 2008; Fellman et al., 2010; Berman and Bronk, 2003). Amongst other elements, DOM contains carbon (dissolved organic carbon, DOC) and nitrogen (dissolved organic nitrogen, DON). DOC can be an important source for aquatic microbial respiration and DON can be an important source of nitrogen to aquatic ecosystems (Berman and Bronk, 2003; Prairie, 2008). Therefore, changes in DOC and DON concentrations and loads may affect ecosystem functions of freshwater ecosystems (Stanley et al., 2012; van Kessel et al., 2009).

Published by Copernicus Publications on behalf of the European Geosciences Union.



- **Adjunto 3:** Graeber, D., Boëchat, I.G., Encina-Montoya, F., Esse, C., Gelbrecht, J., **Goyenola, G.**, Gücker, B., Heinz, M., Kronvang, B., Meerhoff, M., Nimptsch, J., Pusch, M.T., Silva, R.C. S., von Schiller, D., Zwirnmann, E., 2015. Global effects of agriculture on fluvial dissolved organic matter. *Scientific Reports*. 5: 16328. <http://www.nature.com/articles/srep16328>

Por ser un artículo Open Access se adjunta copia únicamente de la 1<sup>er</sup> hoja.

www.nature.com/scientificreports

# SCIENTIFIC REPORTS

OPEN

## Global effects of agriculture on fluvial dissolved organic matter

Daniel Graeber<sup>1</sup>, Iola G. Boëchat<sup>2</sup>, Francisco Encina-Montoya<sup>3</sup>, Carlos Esse<sup>4</sup>, Jörg Gelbrecht<sup>4</sup>, Guillermo Goyenola<sup>5</sup>, Björn Gücker<sup>2</sup>, Marlen Heinz<sup>6</sup>, Brian Kronvang<sup>7</sup>, Mariana Meerhoff<sup>3,5</sup>, Jorge Nimptsch<sup>7</sup>, Martin T. Pusch<sup>8</sup>, Ricky C. S. Silva<sup>9</sup>, Daniel von Schiller<sup>9</sup> & Elke Zwirnmann<sup>4</sup>

Received: 25 June 2015  
Accepted: 13 October 2015  
Published: 06 November 2015

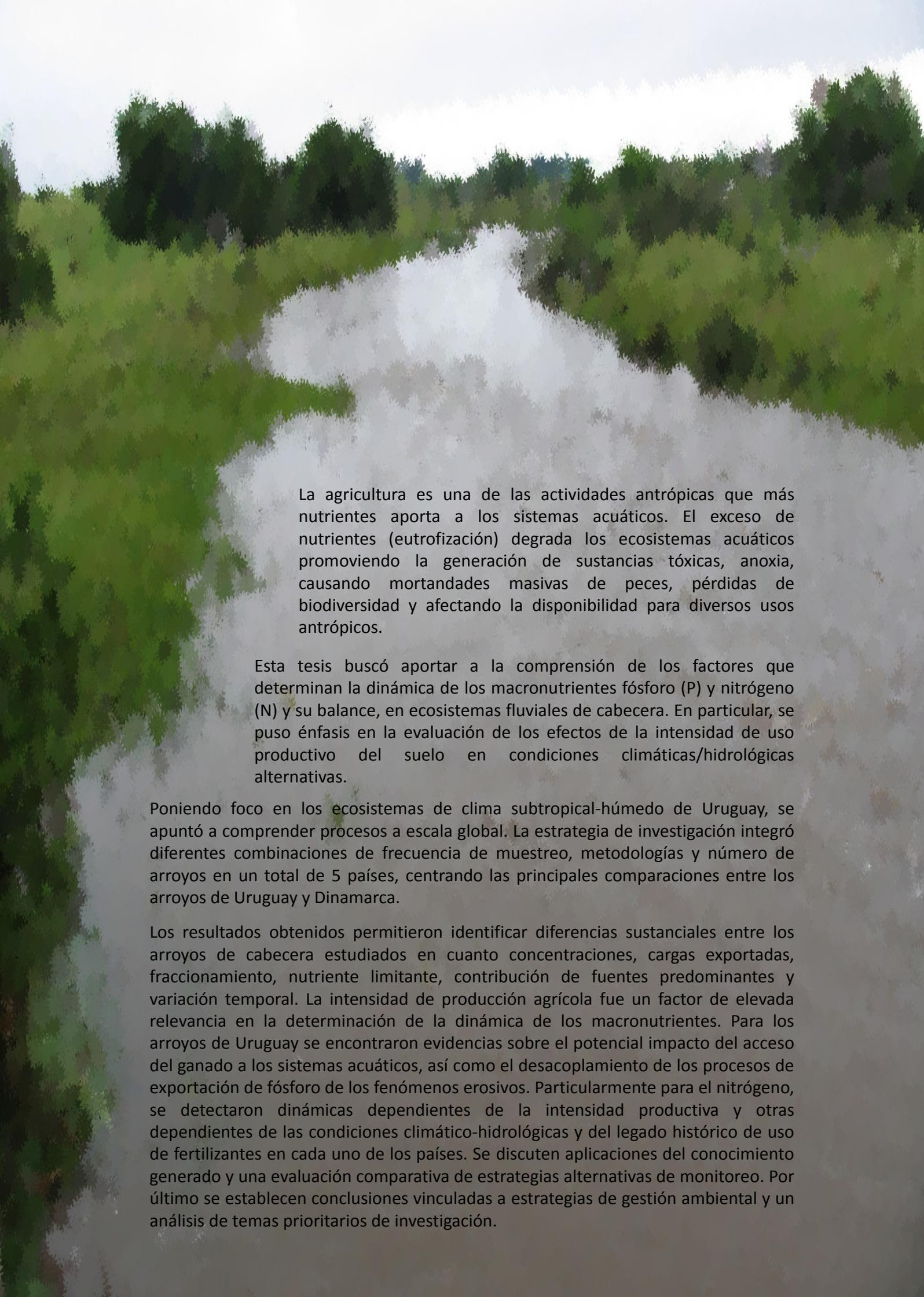
Agricultural land covers approximately 40% of Earth's land surface and affects hydromorphological, biogeochemical and ecological characteristics of fluvial networks. In the northern temperate region, agriculture also strongly affects the amount and molecular composition of dissolved organic matter (DOM), which constitutes the main vector of carbon transport from soils to fluvial networks and to the sea, and is involved in a large variety of biogeochemical processes. Here, we provide first evidence about the wider occurrence of agricultural impacts on the concentration and composition of fluvial DOM across climate zones of the northern and southern hemispheres. Both extensive and intensive farming altered fluvial DOM towards a more microbial and less plant-derived composition. Moreover, intensive farming significantly increased dissolved organic nitrogen (DON) concentrations. The DOM composition change and DON concentration increase differed among climate zones and could be related to the intensity of current and historical nitrogen fertilizer use. As a result of agriculture intensification, increased DON concentrations and a more microbial-like DOM composition likely will enhance the reactivity of catchment DOM emissions, thereby fuelling the biogeochemical processing in fluvial networks, and resulting in higher ecosystem productivity and CO<sub>2</sub> outgassing.

The environmentally safe operating space of humanity on Earth is limited and some Earth-system processes, such as the nitrogen cycle and the climate system are already beyond their limits<sup>1</sup>. The climate system<sup>2</sup>, as well as the nitrogen and other biogeochemical cycles<sup>3</sup> are significantly affected by the global carbon transport from soils to freshwaters, and human activities have altered this transport from approximately 1.1 Pg yr<sup>-1</sup> to 1.9 Pg yr<sup>-1</sup><sup>4</sup>. This carbon flux is mainly organic<sup>5</sup>, and the largest part of it is DOM<sup>6</sup>. The molecular composition and DON content of this DOM can be heavily altered by changes and intensification in agricultural land use<sup>6-8</sup>.

Changes in quantity and composition of DOM exported from soils can strongly affect the receiving aquatic ecosystems, by changing their metabolism, light regime, as well as by modulating the activity of other chemicals and biological processes<sup>9,10</sup>. Furthermore, DOM reactivity in fluvial networks determines the DOM quantity and composition entering marine environments and the carbon reaching the atmosphere<sup>11,12</sup>. In fact, a recent study suggests that the outgassing of CO<sub>2</sub> from fluvial networks and lakes to

<sup>1</sup>Department of Bioscience, Aarhus University, Denmark. <sup>2</sup>Department of Geosciences, Federal University of São João del-Rei, Brazil. <sup>3</sup>Faculty of Natural Resources, Environmental Science Nucleus, Catholic University of Temuco, Chile. <sup>4</sup>Department of Chemical Analytics and Biogeochemistry, Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Germany. <sup>5</sup>Department of Theoretical and Applied Ecology, CURE – Faculty of Sciences, Universidad de la República, Uruguay. <sup>6</sup>Department of Ecosystem Research, Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Germany. <sup>7</sup>Instituto de Ciencias Marinas y Limnológicas, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Edificio Emilio Pugin, Campus Isla Teja, Valdivia, Chile. <sup>8</sup>Department of Natural Sciences, Federal University of São João del-Rei, Brazil. <sup>9</sup>Department of Plant Biology and Ecology, Faculty of Science and Technology, University of the Balearic Country, Spain. Correspondence and requests for materials should be addressed to D.G. (email: dgr@bios.au.dk)

SCIENTIFIC REPORTS | 5:16328 | DOI: 10.1038/srep16328



La agricultura es una de las actividades antrópicas que más nutrientes aporta a los sistemas acuáticos. El exceso de nutrientes (eutrofización) degrada los ecosistemas acuáticos promoviendo la generación de sustancias tóxicas, anoxia, causando mortandades masivas de peces, pérdidas de biodiversidad y afectando la disponibilidad para diversos usos antrópicos.

Esta tesis buscó aportar a la comprensión de los factores que determinan la dinámica de los macronutrientes fósforo (P) y nitrógeno (N) y su balance, en ecosistemas fluviales de cabecera. En particular, se puso énfasis en la evaluación de los efectos de la intensidad de uso productivo del suelo en condiciones climáticas/hidrológicas alternativas.

Poniendo foco en los ecosistemas de clima subtropical-húmedo de Uruguay, se apuntó a comprender procesos a escala global. La estrategia de investigación integró diferentes combinaciones de frecuencia de muestreo, metodologías y número de arroyos en un total de 5 países, centrando las principales comparaciones entre los arroyos de Uruguay y Dinamarca.

Los resultados obtenidos permitieron identificar diferencias sustanciales entre los arroyos de cabecera estudiados en cuanto concentraciones, cargas exportadas, fraccionamiento, nutriente limitante, contribución de fuentes predominantes y variación temporal. La intensidad de producción agrícola fue un factor de elevada relevancia en la determinación de la dinámica de los macronutrientes. Para los arroyos de Uruguay se encontraron evidencias sobre el potencial impacto del acceso del ganado a los sistemas acuáticos, así como el desacoplamiento de los procesos de exportación de fósforo de los fenómenos erosivos. Particularmente para el nitrógeno, se detectaron dinámicas dependientes de la intensidad productiva y otras dependientes de las condiciones climático-hidrológicas y del legado histórico de uso de fertilizantes en cada uno de los países. Se discuten aplicaciones del conocimiento generado y una evaluación comparativa de estrategias alternativas de monitoreo. Por último se establecen conclusiones vinculadas a estrategias de gestión ambiental y un análisis de temas prioritarios de investigación.