

**UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA ORIENTAL DEL URUGUAY
FACULTAD DE AGRONOMÍA
PROGRAMA DE POSGRADO**

**EFFECTOS INICIALES DE LA AFORESTACIÓN SOBRE LA
CALIDAD DEL AGUA DE ESCURRIMIENTO EN UNA CUENCA
DEL RÍO TACUAREMBÓ**

Patricia BARRETO WAGNER

Tesis presentada como parte de las exigencias del
Programa de Posgrado de la Facultad de Agronomía
en la opción Ciencias del Suelo para la obtención
del título de Magíster en Ciencias Agrarias

MONTEVIDEO
URUGUAY
2008

**UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA ORIENTAL DEL URUGUAY
FACULTAD DE AGRONOMÍA
PROGRAMA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN CIENCIAS AGRARIAS**

Patricia Barreto Wagner, Ingeniera Agrónoma

Tesis dirigida por
Ing. Agr. Carlos H. Perdomo (PhD)
Prof. Titular de Fertilidad de Suelos, Departamento de Suelos y Aguas, Facultad de
Agronomía, Universidad de la Republica

Aprobada el 9 de Abril de 2008 por:

Ing. George M. Chescheir (PhD) _____
Investigador en Ingeniería Agrícola y Biológica, Universidad Estadual de Carolina del
Norte

Ing. Agr. Amabelia del Pino (PhD) _____
Prof. Adjunto de Fertilidad de Suelos, Departamento de Suelos y Aguas, Facultad de
Agronomía, Universidad de la República

Lic. Guillermo Chalar (PhD) _____
Asistente de la Sección de Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la
República

AGRADECIMIENTOS

Muchas personas me han ayudado, de una u otra forma, a la realización de este trabajo, a todas ellas quiero expresar mi sincero agradecimiento.

En forma especial quiero agradecer a mi Director de Tesis, Dr. Carlos Perdomo por el apoyo y orientación en la realización de éste trabajo, así como en la Maestría.

A el Ing. George M. Chescheir (PhD) por proporcionar los datos de flujo, así como por la revisión crítica de este trabajo.

A la Ing. Agr. (PhD) Amabelia del Pino y al Lic. Guillermo Chalar (PhD) también por la revisión crítica de este trabajo.

A la Ing. Agr. (PhD) Mónica Barbazan por sus comentarios y sugerencias durante la Maestría.

A la Ing. Agr. Pia Rosales y a la Tec Agr. Juliana Ivanchenko por la colecta de la muestras durante este trabajo.

A las Ing Agr. Cristina Mori y Laura Arlo por su apoyo y compañerismo.

A el Ing Agr. Andrés Beretta por su ayuda incondicional.

A Leticia Martínez por sus consejos y enseñanzas.

A todos mis compañeros de Departamento por su disposición y ayuda brindada.

A Virginia que llegó durante la realización de este trabajo.

A Víctor por su cariño, comprensión, contención y constante estímulo.

TABLA DE CONTENIDO

	Página
PÁGINA DE APROBACIÓN.....	II
AGRADECIMIENTOS.....	III
LISTA DE CUADROS E ILUSTRACIONES.....	IV
I. INTRODUCCIÓN GENERAL	7
ANTECEDENTES.....	7
REVISIÓN BIBLIOGRAFICA	11
REFERENCIAS	16
II. EFECTOS INICIALES DE LA AFORESTACIÓN SOBRE LA CALIDAD DE AGUA DE ESCURRIMINETO EN UNA CUENCA DEL RÍO TACUAREMBÓ	19
RESUMEN.....	19
INTRODUCCIÓN	21
MATERIALES Y MÉTODOS.....	27
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	32
Concentración de nutrientes	35
Fósforo total	35
Nitrógeno Total	41
Carga de nutrientes	46
Análisis estadísticos	46
Estimaciones de carga anual.....	54
CONCLUSIONES	58
REFERENCIAS.....	59

LISTA DE CUADROS E ILUSTRACIONES

	Página
Cuadro 1. Rangos de concentración de nitrógeno total y fósforo total en ríos y arroyos para diferentes estados tróficos, según Dodds et al., (1998).	13
Cuadro 2. Promedio anual de carga de fósforo total y nitrógeno total en Australia y America del Norte segun uso de la tierra (Young et al., 1996).	25
Cuadro 3. Lluvia y drenaje en las dos cuencas (C1 y C2) durante el período de estudio. Se incluyen resultados estadísticos de la regresión lineal entre el drenaje de ambas cuencas dentro de cada período y del análisis de covarianza (ANCOVA) donde se evalúan diferencias de los parámetros de regresión entre períodos.	33
Cuadro 4. Efecto del método de muestreo y de la cuenca (cambio de uso del suelo) sobre la concentración de PT por período. Los datos de concentración fueron transformados logarítmicamente para el ANAVA y el promedio se obtuvo retransformando las medias ajustadas.	36
Cuadro 5. Análisis de regresión y covarianza para el Log_{10} de la concentración de fósforo total.	39
Cuadro 6. Efecto del método de muestreo y de la cuenca (cambio de uso del suelo) sobre la concentración de NT por período. Los datos de concentración fueron transformados logarítmicamente para el ANAVA y el promedio se obtuvo retransformando las medias ajustadas.	43
Cuadro 7. Análisis de regresión y covarianza para el Log_{10} de la concentración de nitrógeno total.	45
Cuadro 8. Efecto del método de muestreo sobre la carga de PT y NT en la cuenca ganadera y aforestada en los períodos de calibración y tratamiento. Los datos de carga fueron transformados logarítmicamente para los ANAVAs y los promedios se obtuvieron retransformando las medias ajustadas.	46
Cuadro 9. Análisis de regresión (ANREG) y covarianza (ANCOVA) para la carga de PT (LPT) y de NT (LNT) con los métodos de muestreo manual (MM), automático (MA) y la combinación de ambos (MM y MA). En ANREG los números de muestra para el período de calibración y tratamiento fueron 35 y 51; 15 y 13; 50 y 64; 35 y 53; 14 y 11; y 49 y 64; para LPT-MM; LPT-MA; LPT-MM y MA; LNT-MM; LNT-MA; y LNT-MM y MA; respectivamente. En el ANCOVA los números de muestra fueron la suma de las muestras en ambos métodos.	48
Cuadro 10. Análisis de regresión (ANREG) y covarianza (ANCOVA) para la carga de PT (LPT) y de NT (LNT) en los períodos de calibración (PCal) y tratamiento (PTrat), En ANREG los números de muestra para los métodos manual y automático fueron 35 y 15; 35 y 14; 51 y 13; y 53 y 11 para PCal-LPT, PCal-LNT, PTrat-LPT y PTrat-LNT respectivamente. En el ANCOVA los números de muestra fueron la suma de las muestras en ambos métodos.	51
Cuadro 11. Cargas anuales acumuladas de PT y NT según diferentes estimaciones de flujo y concentraciones. Estas estimaciones fueron realizadas usando la información de la base de datos completa.	56

Figura 1. Superficie de bosques artificiales en Uruguay. Adaptado de MGAP-DIEA, Censo agropecuario (2000).....	8
Figura 2. Ubicación del sitio de investigación.....	9
Figura 3. Concentración de PT durante todo el período de evaluación para dos métodos de muestreo.....	36
Figura 4. Relaciones entre las concentraciones de PT de las dos cuencas para todo el período de evaluación obtenidas con los métodos de muestreo automático (MA) y manual (MM). Los círculos llenos representan los valores de la CPT obtenidas con el MM y los vacíos los obtenidos con el MA, mientras que las cruces son los puntos fuera de escala. La línea punteada y la línea continua representan respectivamente la relación 1:1 y la recta de regresión entre la CPT de ambas cuencas independientemente del método de muestreo.....	40
Figura 5. Concentración de NT durante todo el período de evaluación para dos métodos de muestreo.....	42
Figura 6. Relaciones entre las concentraciones de NT de las dos cuencas para todo el período de evaluación obtenidas con los métodos de muestreo automático (MA) y manual (MM). Los círculos llenos representan los valores de la CNT obtenidas con el MM y los vacíos los obtenidos con el MA. La línea punteada y la línea continua representan respectivamente la relación 1:1 y la recta de regresión entre la CNT de ambas cuencas independientemente del método de muestreo.....	45
Figura 7. Relaciones entre las cargas de PT de ambas cuencas para los períodos de calibración y tratamiento obtenidas con los métodos de muestreo automático (MA) y manual (MM). Los círculos llenos representan las cargas obtenidas con MM y los vacíos las obtenidas con MA. La línea punteada representa la relación 1:1, la línea continua representa la relación entre cuencas independiente del método en A) ó la relación entre cuencas para MM en B). La línea discontinua representa la relación entre cuencas para MA en B).	52
Figura 8. Relaciones entre las cargas de NT de ambas cuencas para los períodos de calibración y tratamiento obtenidas con los métodos de muestreo automático (MA) y manual (MM). Los círculos llenos representan las cargas obtenidas con MM y los vacíos las obtenidas con MA. La línea punteada representa la relación 1:1, la línea continua representa la relación entre cuencas independiente del método en B) ó la relación entre cuencas para MM en A). La línea discontinua representa la relación entre cuencas para MA en A).	53

I. INTRODUCCION GENERAL

ANTECEDENTES

En los últimos años el uso tradicional del suelo ha cambiado en algunas zonas de Uruguay, debido al desarrollo de sector forestal, el cual ha sido impulsado por el gobierno nacional a través de leyes específicas (Ley Forestal N° 15.239 de diciembre de 1987). El incremento registrado entre 1990 y 2004 fue de tal magnitud que se pasó de 45.000 has a 750.000 has forestadas (Silveira et al., 2006). A diferencia de otras regiones, estas plantaciones de eucaliptos (474.076 has) y pino (190.033 has) (MGAP, 2005) se han instalado sobre suelos con vegetación de praderas naturales destinados anteriormente a la ganadería extensiva.

En nuestro país las plantaciones forestales se concentran en los departamentos de Río Negro, Paysandú, Rivera y Tacuarembó mayoritariamente (Figura 1). En este último departamento la empresa Weyerhaeuser Uruguay (anteriormente COLONVADE S.A. y Los Piques S.A.) es la que tiene mayor presencia. Esta compañía reúne un total de 120.000 hectáreas, con un 70% con pino y un 30% con eucalipto, donde la madera es destinada a madera sólida y tableros laminados.

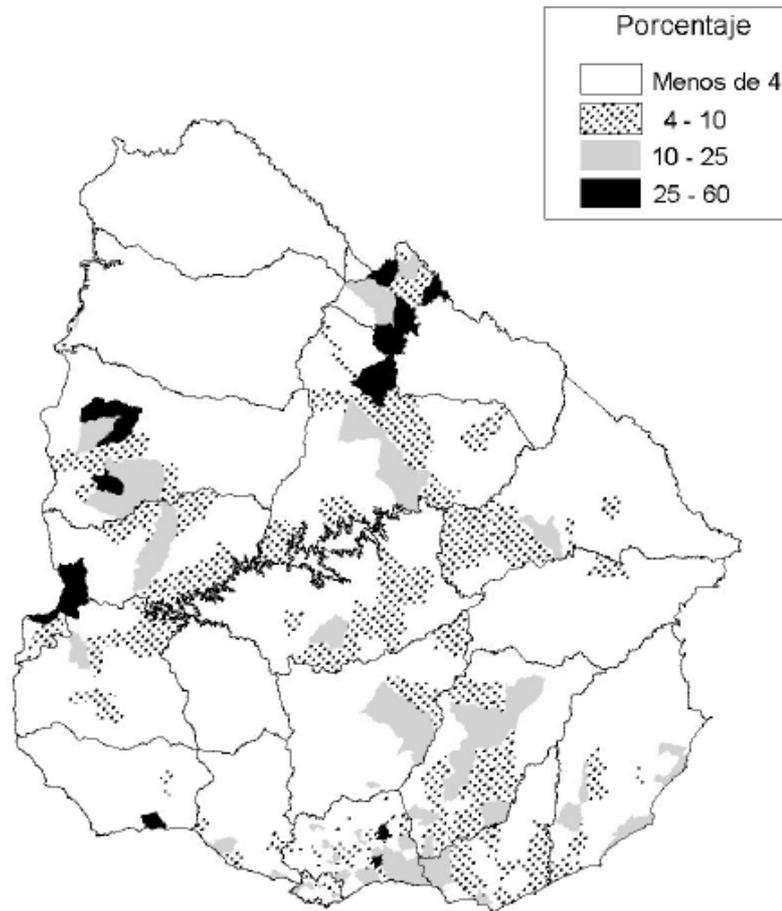


Figura 1. Superficie de bosques artificiales en Uruguay. Adaptado de MGAP-DIEA, Censo agropecuario (2000).

A partir del año 1999, Weyerhaeuser Uruguay inició un estudio para evaluar el efecto del cambio de uso de la tierra de pastoril a forestal en la sostenibilidad de los recursos naturales en el departamento de Tacuarembó, sobre una rotación de Pino ubicada en una microcuenca del río Tacuarembó. Este proyecto titulado "Efectos de las plantaciones de Pino en la sustentabilidad de los recursos naturales en Uruguay" está

siendo desarrollado por investigadores de la Universidad Estadual de Carolina del Norte (Chescheir et al., 2003; Chescheir et al., 2004; von Stackelberg et al., 2007).

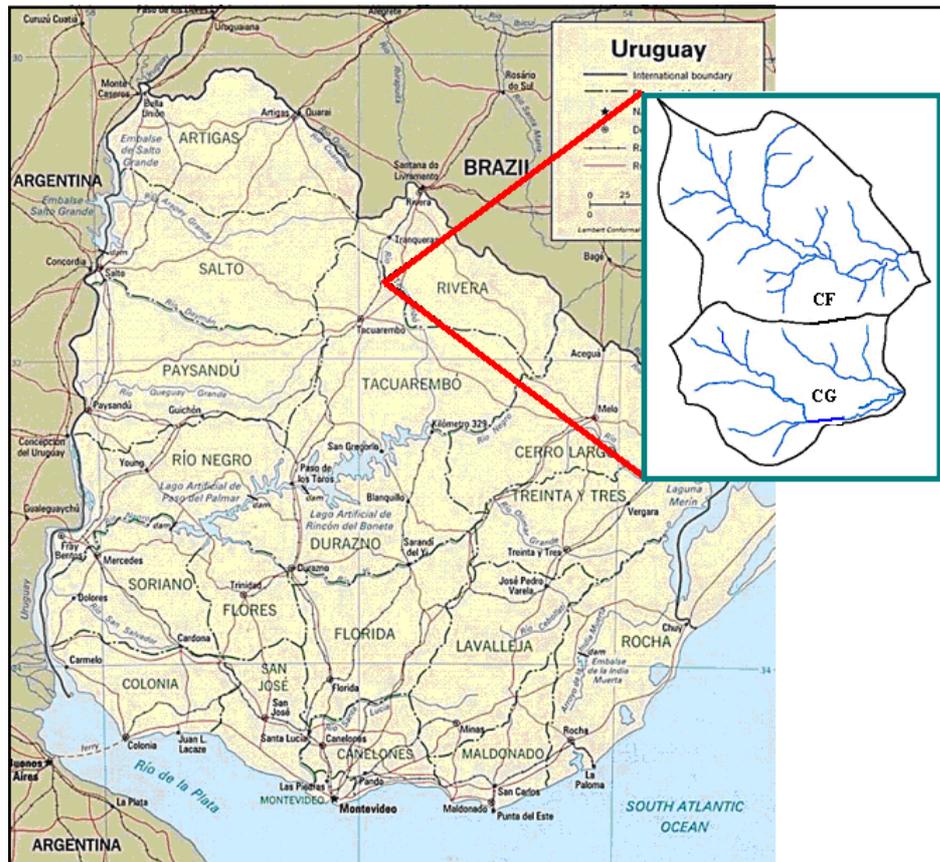


Figura 2. Ubicación del sitio de investigación.

Nuestro trabajo está enmarcado dentro del mismo como un subproyecto que se viene desarrollando desde el año 2002 y se prevé se extienda hasta el año 2009, en el Departamento de Suelos y Aguas de la Facultad de Agronomía. El objetivo es evaluar el efecto del cambio de uso del suelo sobre la calidad del agua de escorrentía.

En él se incluye mediciones de: fósforo total, fósforo disuelto reactivo, nitrógeno total, cloruros, amonio, nitrato, sólidos totales, turbidez y alcalinidad. Este estudio es

relevante, pues a nivel nacional no hay información publicada referente al impacto de la aforestación sobre la calidad de agua, además, existe poca información publicada acerca de la calidad de los recursos hídricos del país.

En esta tesis solo se presentaran los resultados correspondientes a fósforo total y nitrógeno total del período inicial (2002-2005), pues otro objetivo implícito es ajustar la metodología de análisis que se va a usar en el futuro, cuando se disponga de más información. Esta tesis fue escrita en formato de artículo científico, siguiendo las especificaciones de la revista *Journal of Environmental Quality*. Se presenta dos versiones de la misma, una en idioma español, destinada al público local, y otra en inglés destinada a la comunidad científica internacional.

REVISIÓN BIBLIOGRAFICA

La eutrofización es un proceso que produce un crecimiento explosivo de algas y plantas acuáticas favorecido por la acumulación de nutrientes, las cuales producen condiciones anóxicas en lagos y cuerpos de agua causando la muerte de peces y otras especies. El crecimiento de algas también puede reducir la penetración de la luz y la liberación de sustancias tóxicas para los seres humanos, las cuales reducen aún más la calidad del agua. Este proceso naturalmente es muy lento, pero la tasa de entrada de nutrientes en los cuerpos de agua se puede incrementar por actividades humanas (Khan y Ansari, 2005).

El fósforo (P) y el nitrógeno (N) son dos de los nutrientes que más influyen en el proceso de eutrofización aun a bajos niveles. En aguas superficiales el aumento de la concentración de P puede causar eutrofización a niveles tan bajos como $10\text{-}35 \mu\text{g L}^{-1}$, en zonas costeras y océanos el N puede ser el factor limitante (Zachary y Petrovic, 2004). Generalmente se considera que el P limita la producción de fitoplancton, mientras que el N restringe su acumulación (Rabalais, 2002) y determina la composición de especies de algas presentes (Young et al., 1996).

En los suelos, la mayoría del P nativo y el agregado por fertilización se encuentran asociados mayormente a la fase sólida, tanto en formas orgánicas como inorgánicas. La cantidad presente en solución en un momento dado, en cambio, es mucho menor, siendo el ión fosfato (H_2PO_4^-) la forma más abundante. El agua al moverse por el suelo transporta tanto el P asociado a las partículas como el que está en

solución. Generalmente, la mayor parte del transporte se produce hacia aguas superficiales y en menor proporción a las aguas subterráneas, debido a que las partículas sólidas son arrastradas por el agua de escorrentía (erosión) y que el H_2PO_4^- está muy adsorbido a la fase sólida (Tisdale et al., 1994; Sharpley et al., 2002; Zaimes y Schultz, 2002).

El N ingresa al suelo fundamentalmente por fijación biológica y/o fertilización y luego de su transformación la mayor parte permanece en formas orgánicas. Anualmente, una pequeña parte de la materia orgánica es mineralizada formando amonio (NH_4), el cual es oxidado rápidamente a nitrato (NO_3) por organismos nitrificantes. Es por esto que las formas minerales que predominan en la solución del suelo son el NO_3 y el NH_4 , mientras que generalmente el nitrito (NO_2) se encuentra en cantidades trazas. La alta movilidad del NO_3 determina que la mayor exportación de N soluble ocurra a través de perfil del suelo (lixiviación), mientras que la vía de salida por escurrimiento superficial sea generalmente insignificante, excepto en condiciones de alto escurrimiento subsuperficial (Randall y Mulla, 2001). Sin embargo, el N orgánico asociado a las partículas de suelo se mueve con el agua de escurrimiento y puede contaminar aguas superficiales, aunque esta forma de N tiene menor disponibilidad para los microorganismos que las formas inorgánicas disueltas en la solución del suelo. Como en el caso del P, las pérdidas de N por escurrimiento son favorecidas por un aumento del transporte de la materia orgánica suspendida (Delgado, 2002).

En muchos países, se ha utilizado la concentración de N y P como índices para clasificar el estatus trófico o identificar el riesgo de eutricación de ecosistemas

acuáticos. Algunos autores han establecido límites estrictos basados únicamente en datos biológicos, y consideran que concentraciones de P superiores a $5 \mu\text{g L}^{-1}$ pueden causar eutricación (Hinesly y Jones, 1990; Zachary y Petrovic, 2004). Otro sistema de clasificación basado en datos estadísticos fue el propuesto por Dodds et al., (1998) para ríos y arroyos. Este autor recopiló una base de datos con promedios de nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) de más de 200 ríos y arroyos de América del Norte y Nueva Zelanda (Cuadro 1) y utilizó la distribución acumulada de los logaritmos de la concentración de P y N para establecer límites entre los estados tróficos. En esta clasificación, el valor superior del tercio más bajo de la distribución se estableció como el límite entre las categorías oligotrófica y mesotrófica, mientras que el valor inferior del tercio superior fue considerado como el límite entre las categorías mesotrófica y eutrófica.

Cuadro 1. Rangos de concentración de nitrógeno total y fósforo total en ríos y arroyos para diferentes estados tróficos, según Dodds et al., (1998).

Status	Nitrógeno Total	Fósforo Total
	$\mu\text{g L}^{-1}$	
Oligotrófico	0- 700	0- 25
Mesotrófico	700- 1500	25-75
Eutrófico	> 1500	>75

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) utiliza otro sistema el cual establece diferentes niveles críticos según el recurso hídrico (curso superficial o lago) y la ecoregión considerada (USEPA, 2002). Las ecoregiones se diferencian de acuerdo a su geología, tipo de suelos, geomorfología y uso de la tierra

predominante. La definición del nivel crítico se basa en el análisis por estación de la evolución histórica (10 años ó más) de la concentración de un indicador de calidad de agua. Primero, para la serie de años disponible, se estima la mediana de la concentración del indicador de cada río perteneciente a esa ecoregión. Segundo, todas las medianas se agrupan por estación y se selecciona el percentil 25 (P25). Este procedimiento se repite para todas las estaciones. Tercero, la condición de referencia es estimada como el valor medio de los cuatro valores de P25 previamente estimados. Finalmente, un grupo de expertos multidisciplinario define la concentración crítica, la cual puede diferir de la condición de referencia si el panel de expertos así lo considera. En última instancia este nivel crítico representa el valor alcanzable en las condiciones actuales de cada ecoregión, ya que el objetivo que se persigue es reducir las concentraciones de los recursos hídricos en situación no-deseable a niveles más aceptables. Establecer un nivel crítico muy bajo en una ecoregión con mucha capacidad de exportación de nutrientes no sería realista, ya que las posibles medidas de manejo a adoptar no lograrían el efecto buscado. Por esta razón, en este sistema los niveles críticos varían entre regiones desde 120 a 2180 $\mu\text{g L}^{-1}$ para NT y desde 10 a 128 $\mu\text{g L}^{-1}$ para PT.

Otro sistema similar a esta filosofía es el definido por el Consejo Australiano y de Nueva Zelanda del ambiente y de la conservación (ANZECC, 2000), el cual también utiliza diferentes valores de referencia para cada ecosistema acuático y región geográfica del país (sur-este, suroeste, centro, tropical y Nueva Zelanda). El valor de referencia se corresponde con el percentil 80 y/o 20 de la distribución, dependiendo del grado de

distorsión (suave o moderada) de un ambiente acuático. Al igual que en el sistema anterior, el nivel crítico se define por un panel de profesionales; por ejemplo para aguas superficiales el nivel crítico de PT varia de 10 a 100 $\mu\text{g L}^{-1}$ y el de NT de 150 a 1200 $\mu\text{g L}^{-1}$.

REFERENCIAS

- ANZECC. 2000. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. (en línea). Verificado el 14 de Febrero de 2008. Disponible en <http://www.environment.gov.au/water/quality/nwqms/>
- Chescheir, G.M., D.M. Amatya, y R.W. Skaggs. 2003. Effects of afforestation on the hydrologic behavior of a basin in the Tacuarembó River. Progress report for 2002-03 submitted to Weyerhaeuser Foundation. Raleigh, N.C.: North Carolina State University, Department of Biological and Agricultural Engineering.
- Chescheir, G.M., N.O. von Stackelberg, D.M. Amatya, y R.W. Skaggs. 2004. Effects of afforestation on the hydrologic behavior of a basin in the Tacuarembó River. Progress report for 2003-04 submitted to Weyerhaeuser Foundation. Raleigh, N.C.: North Carolina State University, Department of Biological and Agricultural Engineering.
- Delgado, J.A. 2002. Quantifying the loss mechanisms of nitrogen. *J. Soil Water Conserv.* 57:389–398.
- Dodds, W.K., J.R. Jones, y E.B. Welch. 1998. Suggested classification of stream trophic state: Distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Res.* 32:1455–1462.
- Hinesly, T. D. y R. L. Jones. 1990. Phosphorus in waters from sewage sludge amended lysimeters. *Environ. Pollut.* 65:293–309.
- Khan, F.A., y A. Ansari A. A. 2005. Eutrophication: An Ecological Vision. *Botan. Rev.* 71:449–482

- MGAP. 2000. Censo Agropecuario 2000. (en línea). Verificado 5 de abril de 2008.
Disponible en <http://www.mgap.gub.uy/DIEA/CENSOVOL2/indice.htm>
- MGAP. 2005. Boletín estadístico. (en línea). Verificado 11 de marzo de 2008.
Disponible en <http://www.mgap.gub.uy/Forestal/DGF.htm>
- Rabalais, N. 2002. Nitrogen in aquatic ecosystems. *Ambio* 31:102–112.
- Randall, G.W. y D.J. Mulla. 2001. Nitrate nitrogen in surface waters as influenced by climatic conditions and agricultural practices. *J. Environ. Qual.* 30:337–344.
- Sharpley, A.N., T. Daniel, T. Sims, J. Lemunyon, R. Stevens, y R. Parry. 2003. *Agricultural phosphorus and eutrophication*, 2nd ed. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, ARS–149, 44 pp.
- Silveira, L., J. Alonso, y L. Martínez. 2006. Efecto de las plantaciones forestales sobre el recurso agua en el Uruguay. *Agrociencia* 10:75–93.
- Tisdale, S. L., W. L. Nelson, y J. D. Beaton. 1994. *Soil fertility and fertilizers*. Macmillan Publishing Company, New York
- U.S.E.P.A. 2002. Water quality standards. (en línea). Verificado 14 de febrero de 2008.
Disponible en <http://epa.gov/waterscience/criteria/nutrient/ecoregions/index.html>
- von Stackelberg, N.O., G.M. Chescheir, y R.W. Skaggs. 2007. Simulation of the hydrologic effect of afforestation in the Tacuarembó River basin, Uruguay. *Trans ASABE*, 50:455–468.
- Young, W.J., F.M. Marston, y J.R. Davis. 1996. Nutrient exports and land use in Australian catchments. *J. Environ. Manag.* 47:165–183.

Zachary M. E. y A. M. Petrovic. 2004. Fertilizer source effect on ground and surface water quality in drainage from turfgrass. *J. Environ. Qual.* 33:645–655.

Zaines, G.N. y R.C. Schultz. 2002. Phosphorus in agricultural watersheds: A literature review. Department of Forestry, Iowa State University, Ames, Iowa. 106p.

II. EFECTOS INICIALES DE LA AFORESTACIÓN SOBRE LA CALIDAD DE AGUA DE ESCURRIMINETO EN UNA CUENCA DEL RÍO TACUAREMBÓ

RESUMEN

La forestación de áreas destinadas anteriormente a la ganadería extensiva puede incrementar la concentración de fósforo total (PT) y nitrógeno total (NT) del agua de escorrentía y provocar eutricación. En Uruguay no existen datos relativos al efecto del uso de la tierra sobre la concentración y carga de N y P, y además existe poca información sobre los niveles originales de estas variables sobre pasturas naturales con producción ganadera. El objetivo principal de este trabajo fue determinar los efectos del cambio en el uso del suelo de ganadero a forestal sobre la concentración y carga de PT y NT del agua de escorrentía en dos cuencas apareadas (C1 y C2) del Departamento de Tacuarembó. Un objetivo secundario fue aportar información local sobre los valores característicos de estas variables en estos dos sistemas. En el cierre de cada cuenca se midió el drenaje y colectaron muestras de agua superficial utilizando dos métodos de muestreo, uno automático (MA) y otro manual (MM). En las muestras de agua se analizó la concentración de PT y NT y se estimó la carga. Durante el período de evaluación no existieron diferencias significativas de la concentración de PT y NT entre ambas cuencas (47,4 vs. 49,8 $\mu\text{g L}^{-1}$ de PT y 273,4 vs. 228,6 $\mu\text{g L}^{-1}$ de NT en C1 y C2 respectivamente), Sin embargo, existieron diferencias significativas entre métodos de muestreo (28,5 vs. 82,8 $\mu\text{g L}^{-1}$ de PT y 184,0 vs. 339,7 $\mu\text{g L}^{-1}$ de NT para el MM y el

MA respectivamente), las cargas siguieron una tendencia similar. Estos resultados indican que en el período de evaluación el cambio del uso del suelo no afectó la calidad del agua, aunque estos resultados fueron observados en plantaciones jóvenes por lo cual no podrían ser utilizados para predecir el efecto en la calidad de agua de plantaciones maduras.

Abreviaciones: BDA, base de datos apareada; BDC, base de datos completa; CAA, carga anual acumulada; CPT, concentración de fósforo total; CNT, concentración de nitrógeno total; C1, cuenca ganadera; C2 cuenca forestada; LPT, carga de fósforo total; LNT, carga de nitrógeno total; MA, método automático; MM, método manual; N, nitrógeno; NT, nitrógeno total; P, fósforo; PCal, período de calibración; PT, fósforo total; PTrat, período de tratamiento; PTrat1: Primer año del período de tratamiento; PTrat2: Segundo año del período de tratamiento; UG, unidad ganadera.

INTRODUCCIÓN

La forestación de áreas destinadas anteriormente a la ganadería extensiva (aforestación) puede incrementar la concentración de nutrientes del agua de escorrentía (Oyarzun y Huber, 2003), debido al aumento de la mineralización de nutrientes del suelo, a la mayor fertilización y al mayor contacto suelo-agua favorecido por el laboreo durante la instalación del monte. El laboreo incrementa la fracción del suelo que permanece sin cobertura, favoreciendo a su vez la erosión y el escurrimiento superficial, debido en parte a que aumenta la liberación de nutrientes a partir de una fina zona (1-3 cm.) de la superficie del suelo que interactúa con la lluvia, denominada zona de mezclado (Fiere y Gabet, 2002; Zaimes y Schultz, 2002). Si el flujo de agua permanece constante, el incremento de la concentración de nutrientes va a incrementar la carga o cantidad de un nutriente transportado. Entre cuencas con similar uso del suelo esta carga varía con características intrínsecas como geomorfología, geohidrología, topografía, y clima (USDA, 1999; Quinton et al., 2001; Gelbrecht et al., 2004; Udawatta et al., 2004). Este incremento de la carga de nutrientes de cursos superficiales puede finalmente trasladarse a los cuerpos de agua adyacentes (lagos, lagunas) desencadenando en algunas ocasiones un crecimiento explosivo de la flora acuática que impide la penetración de la luz y la reoxigenación, lo que se denomina eutricación (Khan y Ansari, 2005). El fósforo (P) y el nitrógeno (N) son dos de los nutrientes que más influyen en el proceso de eutricación y son considerados como variables primarias con respecto a su relación con la calidad del agua (USEPA, 2002).

La concentración y la carga de nutrientes del agua de escorrentía son afectadas en forma marcada por el tipo de cobertura vegetal y el cambio del uso del suelo. En comparación con los sistemas naturales, tanto la agricultura como la ganadería tienden a incrementar la pérdida de nutrientes hacia las aguas superficiales (Zaimis y Schultz, 2002). El laboreo deja parte de la superficie del suelo descubierta, siendo más susceptible al impacto directo de la gota de agua y a la compactación por la maquinaria. Este efecto del laboreo en las tasas de pérdida de nutrientes depende a su vez de factores como geología, suelo, pendiente, vegetación y clima. Nearing et al., (1993) presentaron resultados de un estudio realizado en el estado de Georgia (EEUU), en una cuenca en la cual coexistían diferentes usos del suelo (60% del área estaba forestada, 23% con pastura, 1% con cultivos y 13% destinada a uso urbano), y encontraron que la carga de N y P aumentó con el incremento en la proporción de tierras cultivadas. Sin embargo, otros estudios realizados en zonas forestadas, con pasturas o con ambos manejos, no han detectado éste efecto (Owens et al., 1991, Thomas et al., 1992). Estas diferencias de resultados enfatizan la importancia de obtener información local sobre estos efectos.

La presencia de animales en pastoreo generalmente modifica el aporte de N y P debido fundamentalmente al efecto de las deyecciones (heces y orina) (Zaimis y Schultz, 2002; Hubbard, et al., 2004; Agouridis et al., 2005). El pisoteo tiende además a compactar el suelo y aumentar el escurrimiento superficial y la erosión. En Australia se estudió durante cinco años el efecto de varias dotaciones animales en las concentraciones y cargas de PT y NT en el agua de drenaje de diez minicuecas de aproximadamente 10 has cada una (O'Reagian et al., 2005). Se trabajó tanto con

dotaciones animales fijas (0,13 UG, 0,24 UG) como con una dotación variable ajustada a la disponibilidad de forraje. Las concentraciones de NT variaron de 101 a 4000 $\mu\text{g L}^{-1}$ y las de PT de 14 a 609 $\mu\text{g L}^{-1}$, pero estas variaciones no se correspondieron con los aumentos de dotación. Las cargas de NT variaron de 0,01 a 1,9 kg ha^{-1} y las de PT de 0,001 a 0,080 kg ha^{-1} , pero estas variaciones tampoco se asociaron a las dotaciones. Los autores concluyeron que resulta extremadamente difícil detectar en el corto plazo tendencias en la calidad del agua ocasionadas por medidas de manejo, y que quizás sean necesarios períodos de estudio de 20 años para poder detectar estas tendencias.

Numerosos trabajos han comparado las pérdidas de nutrientes de cuencas ganaderas y forestadas. En Nueva Zelanda se han reportado concentraciones superiores de NT y PT (816 $\mu\text{g L}^{-1}$ y 56 $\mu\text{g L}^{-1}$ respectivamente) en una cuenca ganadera con respecto a la cuenca forestada (428 $\mu\text{g L}^{-1}$ y 40 $\mu\text{g L}^{-1}$) (Quinn y Stroud, 2002). Tendencias similares fueron reportados por Cooper y Thomsen, (1988) para el flujo base, al evaluar dos cuencas con igual uso de la tierra al caso anterior. Para la cuenca ganadera las concentraciones de NT y PT fueron de 306 $\mu\text{g L}^{-1}$ y 44 $\mu\text{g L}^{-1}$, mientras que para la forestada estos valores fueron de 156 $\mu\text{g L}^{-1}$ y 23 $\mu\text{g L}^{-1}$. A su vez, las cargas de NT y PT fueron de 0,86 y 0,122 $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ en la cuenca ganadera y de 0,23 y 0,038 $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ en la cuenca forestada. En el sur de Chile, en cambio, estudios similares han encontrado tendencias inversas. En cuencas con bosques nativos o con distintos tipos de pradera (praderas ganaderas y agricultura limitada o praderas con matorrales), las concentraciones de NT en las cuencas forestadas fueron superiores a las de pradera (194

vs. $153 \mu\text{g L}^{-1}$ respectivamente). La carga de NT fue a su vez $3,5$ y $1,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en las cuencas forestadas y de pastura (Oyarzun y Huber, 2003). Resulta necesario señalar que existieron consideradas diferencias en los niveles de NT entre los estudios de Nueva Zelanda y Chile siendo los valores más altos en este último caso. Estas diferencias entre regiones podrían estar asociadas al clima y al tipo de suelo, pero también a la intensidad de uso de la pastura. Según Jones y Holmes (1985), las pasturas que son sobrepastoreadas tienen altas pérdidas de sedimentos, en cambio si son levemente pastoreadas pierden menos sedimentos que un bosque.

En cuencas forestadas de Virginia (E.E.U.U.) las pérdidas de NT fueron bajas ($1,0$ a $6,3 \text{ kg de NT ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y estuvieron asociadas al balance entre la descomposición de los residuos y el consumo de la vegetación (Jones y Holmes, 1985). Las pérdidas de PT fueron menores a las encontradas en zonas agrícolas o urbanas ($0,02$ a $0,67 \text{ kg de PT ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), y variaron con la textura del suelo; generalmente los suelos arenosos tendieron a perder el P más rápidamente que los arcillosos. En el este de Carolina del Norte se recopiló información de estudios de 25 años de 40 cuencas con vegetación natural de bosques y humedales y de sitios forestados para la producción de madera, reuniéndose una base de datos de más de 100 sitios-años (Chescheir et al., 2003b). En el 50 % de todos los sitios la concentración estacional promedio de NT y PT fue inferior a $1500 \mu\text{g L}^{-1}$ y a $70 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente. Para todos los sitios, la carga anual de NT varió entre $2,3$ y $23,9 \text{ kg ha}^{-1}$, pero cuando se exceptuaron algunos pocos sitios sobre suelos orgánicos, la carga fue inferior a $7,5 \text{ kg ha}^{-1}$. La carga anual de PT varió entre $0,05$ a $0,36 \text{ kg ha}^{-1}$. En esta misma zona se evaluó también la calidad de agua de tres

cuencas experimentales forestadas con *Pinus taeda* durante 17 años (1988- 2004); la carga promedio de NT y de PT fue de 6,94 kg ha⁻¹ y de 0,17 kg ha⁻¹ (Amatya et al., 2006), cargas inferiores por lo tanto a las reportadas anteriormente.

Young et al., (1996) compararon la información disponible en Australia y América del Norte en referencia a la carga de nutrientes asociada a diferentes usos de la tierra, y encontraron que los rangos de carga de nutrientes reportados para América del Norte fueron mayores que los reportados para Australia (Cuadro 2). Estos autores concluyeron que las condiciones ambientales locales como el clima (intensidad de la lluvia, frecuencia y magnitud de los eventos de tormenta), la topografía (pendiente, tamaño de la cuenca y densidad de drenaje) y el tipo de suelo determinan en gran medida la magnitud de la carga o la concentración de nutrientes, por lo cual sugieren que estas estimaciones solo podrían basarse en investigación local.

Cuadro 2. Promedio anual de carga de fósforo total y nitrógeno total en Australia y America del Norte segun uso de la tierra (Young et al., 1996).

	Uso de la Tierra	PT	NT
		kg ha ⁻¹ año ⁻¹	
Australia	Pastura no mejorada	0,002 – 0,4	0,6 – 5,1
	Bosque	0,001 – 0,2	0,9 – 1,5
America del Norte	Pastura no mejorada	0,3 – 2,8	2,0 – 11,0
	Bosque	0,1 – 0,4	2,0 – 3,5

En Uruguay existen pocos trabajos publicados relativos el efecto del uso de la tierra sobre la concentración o carga de nutrientes de cursos de agua superficial, y además existe muy poca información sobre los niveles originales de concentración de PT y NT de los diferentes cursos hídricos. Existe información reciente de los niveles de

PT y NT de un tramo ubicado entre los km. 80 y 115 del Río Uruguay, cercano a la planta de Botnia. Durante éste período, la concentración promedio de PT varió entre 30 y 145 $\mu\text{g L}^{-1}$, mientras que la de NT osciló entre 900 a 1250 $\mu\text{g L}^{-1}$ (DINAMA, 2007). También se han citado valores de entre 57 y 110 $\mu\text{g L}^{-1}$ PT como representativos del embalse de Salto Grande en el período de 1980 a 2002 (Chalar et al., 2002). Además, Chalar, (2006), estimó para el mismo sitio una carga equivalente de PT en 0,54 kg ha^{-1} año⁻¹.

El objetivo de este trabajo fue determinar los efectos del cambio en el uso del suelo de ganadero a forestal sobre la concentración y carga de PT y NT del agua de escorrentía en dos cuencas apareadas del Departamento de Tacuarembó, y además aportar información local sobre los valores característicos de estas variables en estos dos sistemas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este trabajo se desarrolló en el establecimiento “La Corona”, departamento de Tacuarembó, Uruguay, durante el período comprendido entre setiembre de 2002 y agosto de 2005. Este establecimiento, propiedad de Colonvade S.A, comenzó a ser forestado a partir del año 2003 con plantaciones comerciales de pinos y eucaliptos con destino a la producción de madera.

Se utilizaron dos cuencas apareadas con similar topografía, pendiente y suelos. El área de drenaje fue de 69 has en la cuenca 1 (C1) y de 107,7 has en la cuenca 2 (C2). El perímetro fue de 3,5 y 4,6 km, la longitud 1,1 y 1,7 km, la densidad de drenaje de 2,0 y 1.9 km km⁻² y la elevación de 130 a 204 y de 136 a 192 m para C1 y C2 respectivamente.

La clasificación y mapeo de los suelos de ambas cuencas fue realizado por Molfino (2000) y la caracterización físico-química de los mismos por Garcia et al., (2004). La caracterización de la flora nativa fue realizada por Marchesi (2003). Durante todo el período de estudio (12/09/02 a 31/08/05), C1 permaneció como testigo con la vegetación original (campo natural, mezcla de gramíneas C3 y C4). La cuenca Tratamiento (C2) permaneció con la vegetación original solo hasta el 30/07/03 (período de calibración) siendo luego plantada con *Pinus taeda* (período de tratamiento). La zona riparia, que presentaba una flora nativa muy diversa; solo fue pastoreada en C1 (von Stackelberg et al., 2007). La Cuenca 1 permaneció siempre con bovinos, con una carga animal de 0,8 unidad ganadera (UG) ha⁻¹ de abril a setiembre y de 1,2 UG ha⁻¹ de

octubre a marzo. La UG equivale al consumo de una vaca que pesa 380 kg y gesta y desteta un ternero por año.

La plantación en C2 fue realizada de acuerdo a las prácticas usuales de la empresa. Los plantines crecieron durante los primeros tres meses en un invernáculo y fueron después transplantados al campo en surcos de 0,1 m de profundidad y 0,7 m de ancho, los cuales estaban alineados perpendicularmente a la pendiente y separados entre sí por 2,5 m. La densidad fue de 1000 árboles ha^{-1} y la plantación no se fertilizó. El control de malezas se realizó solamente en la fila utilizando glifosato, pero el área entre los surcos permaneció siempre sin tratar y con la vegetación original. Todas las prácticas de poda y raleo fueron también realizadas de acuerdo a los estándares de la empresa.

En el límite entre ambas cuencas se instaló una estación meteorológica científica Campbell CR10X equipada con sensores y registradores automáticos de lluvia, temperatura y humedad relativa del aire, velocidad y dirección del viento y radiación solar y neta con intervalos de registro de 30 segundos y los datos se almacenaron en intervalos de 15 minutos. Para medir el flujo de agua (drenaje) se construyó en el cierre de cada cuenca una estación de aforo compuesta por un muro vertedero (Chescheir et al., 2003a) y un módulo Onset (HOBO U12) con capacidad de registro automático de flujo cada 2 minutos (Chescheir et al., 2004).

En cada cuenca se utilizaron dos métodos de muestreo de agua, uno automático (MA) y otro manual (MM). El MA se realizó con un equipo ISCO 6712, el cual fue programado para tomar una submuestra de agua cada 1200 m^3 de flujo en C1 y cada 2000 m^3 en C2; esta diferencia de volúmenes compensaba la diferencia de áreas entre

cuencas. Las muestras de cada semana de una misma cuenca se almacenaron dentro del equipo en un recipiente, formando así una muestra compuesta proporcional al flujo. En la última parte del experimento (después del 26/3/04), las muestras automáticas fueron colectadas cada dos semanas, por lo tanto ellas representan el flujo de dos semanas. El MM se realizó generalmente el mismo día de extracción de la muestra compuesta semanal del MA, aunque algunas veces cuando no se colectaron muestras con el MA debido al bajo flujo, igual se extrajeron con el MM. Una consecuencia importante de ésta diferencia entre métodos de muestreo es que en el MA tuvieron mayor peso relativo las submuestras tomadas en eventos de tormenta, mientras que el MM reflejó más las condiciones de flujo base del curso. Estacionalmente, también se colectaron muestras de agua manualmente del Río Tacuarembó en un punto cercano al sitio de estudio.

Inmediatamente antes de su uso, se agregó 1 mL de H_2SO_4 10 M a los recipientes para prevenir la ocurrencia de cambios químicos o biológicos en las muestras. Luego de extraídas, las muestras de agua se conservaron a una temperatura de 4°C hasta su posterior análisis. Las muestras de otoño del año 2004 debieron ser eliminadas debido a que las sondas de extracción se contaminaron con algas. Las muestras fueron analizadas por PT y NT; el análisis de PT se realizó mediante digestión con persulfato de amonio y posterior determinación colorimétrica por la técnica de ácido ascórbico-molibdato (Pote y Daniel, 2000). Previo al análisis de NT, las muestras fueron concentradas; se tomó una alícuota de 100 mL, a la cual se le agregó 2 mL de H_2SO_4 5.5M para prevenir la pérdida de N-NH_3 y luego se evaporó a 90°C hasta reducir el volumen a 10 mL aproximadamente. El análisis de NT se realizó en las alícuotas

concentradas mediante digestión Kjeldhal (Bremmer y Mulvaney, 1982) y determinación colorimétrica de amonio con la técnica de azul de indofenol (Rhine et al., 1998). Las mediciones colorimétricas se realizaron con un espectrómetro UNICAM 5675.

Para el análisis de resultados en ambos métodos de muestreo (MM y MA) se utilizaron dos bases de datos, la base de datos completa (BDC) y la base de datos apareada (BDA). La BDC difirió de la BDA ya que en la segunda se aparearon por semana los datos de PT o NT de C1 con los correspondientes de C2. La BDA tuvo por consiguiente un menor número de muestras debido a que cuando en una determinada semana no existían muestras en una de las cuencas se eliminaba la información de PT ó NT de esa semana.

La carga de nutrientes se calculó multiplicando la concentración de cada muestra por el flujo de agua que pasó por el sitio de colecta durante el período correspondiente. Debido a la falta de datos de PT y NT en algunas semanas, la base de datos de flujo utilizada para estimar la carga de PT fue diferente a la utilizada para estimar la carga de NT, pero previo al análisis se verificó que ambas tuvieran una tendencia similar a la de la BDC.

En algunas semanas (18 sem. C1 y ninguna en C2) no se dispuso del dato de concentración debido a que el flujo semanal fue cercano a cero. En otras (28 sem. en C1 y 35 sem. en C2) en cambio, el flujo fue importante pero por diferentes razones no se obtuvieron muestras o la cantidad de agua obtenida no fue suficiente para realizar todos los análisis. En todos estos casos, la carga se estimó utilizando el valor promedio de

concentración de todo el período de evaluación y el valor de flujo semanal; esta decisión se basó en que no existió una relación significativa entre flujo y concentración. Finalmente, la carga anual acumulada (CAA) se estimó como la sumatoria de la carga semanal de cada período.

Todos los análisis estadísticos de concentración y carga fueron realizados sobre la transformación logarítmica en base 10 (Log10) de los datos, porque éstos en general no se distribuyeron en forma normal. Tanto para NT como para PT, las BDC de concentración y carga fueron analizadas por ANAVAs utilizando un diseño factorial completamente aleatorizado, donde los tratamientos fueron la combinación de los dos métodos de muestreo y de los dos tipos de uso de suelo. En éste análisis, se consideraron las diferentes fechas de muestreos como repeticiones. Todas las evaluaciones estadísticas de la BDA se realizaron, en cambio, por Análisis de Regresión (ANREG) y de Covarianza (ANCOVA), que es la metodología recomendada por USEPA para evaluar cuencas apareadas (Clausen y Spooner, 1993; Grabow et al., 1998). El ANREG evaluó dentro de cada período la significación estadística de las regresiones lineales entre los valores de concentración ó carga de ambas cuencas (tipos de uso del suelo). El ANCOVA evaluó la existencia de diferencias entre períodos en los valores de los parámetros de las regresiones lineales obtenidas previamente. Una diferencia significativa entre la pendiente de dos rectas de diferentes períodos (PCal y PTrat) fue considerada como un impacto de la aforestación. Se consideró el valor de $P = 0,10$ como el límite de significación estadística. Todos estos análisis estadísticos se realizaron utilizando el paquete estadístico SAS versión 6.0 (SAS Institute, 1990).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Lluvia y Flujo de Agua

Las lluvias variaron durante el período de estudio, siendo muy superiores en PCal que en PTrat (Cuadro 3). Es importante destacar que en PCal el promedio semanal de lluvias fue superior al promedio histórico (29,2 mm) de la Estación Meteorológica más cercana (INIA Tacuarembó) para una serie de 28 años, mientras que fue inferior en PTrat (Cuadro 3).

Durante el período de evaluación el flujo siguió una tendencia similar a la de las lluvias, siendo mayor en PCal que en PTrat. Al comparar el flujo de ambas cuencas, se observó que en ambos períodos el flujo fue superior en C2, diferencia que obviamente no puede adjudicarse al cambio de uso del suelo debido a que también ocurrió previo a la aforestación (Cuadro 3).

Cuadro 3. Lluvia y drenaje en las dos cuencas (C1 y C2) durante el período de estudio. Se incluyen resultados estadísticos de la regresión lineal entre el drenaje de ambas cuencas dentro de cada período y del análisis de covarianza (ANCOVA) donde se evalúan diferencias de los parámetros de regresión entre períodos.

Período†	Lluvia			Drenaje			ANCOVA		
	Total anual	Media Semanal	Desvío estándar	Cuenca		Regresión C1 vs C2	Cuenca	Período	Cuenca x Período
				C1	C2				
		mm		$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$	b		Valor de P		
PCal	2647,4	50,9	61,3	11987,3	14470,3	1,01	0,0001 (405)‡	0,0001	
PTrat	1254,2	23,8	32,1	2577,0§	3680,6	0,93	0,0001 (795)	0,0002	

† PCal: Período de calibración; PTrat: Período de tratamiento, incluye los dos años de tratamiento.

‡ Número de muestras

§ Promedio Anual

La regresión lineal entre el flujo de ambas cuencas fue significativa tanto en PCal como en PTrat. Este resultado implica que los cambios de flujo en ambas cuencas se relacionaron. La relación entre ambas cuencas, sin embargo, difirió entre períodos, ya que la pendiente de la recta de ajuste de PCal fue significativamente superior a la de PTrat (efecto período x cuenca significativo en ANCOVA). Además, los resultados significativos en ese análisis de los efectos período y cuenca implican respectivamente que existió una diferencia de drenaje entre períodos la cual fue independiente de las cuencas y una relación entre el drenaje de ambas cuencas la cual fue independiente del período. La menor pendiente de PTrat podría estar asociada a una temprana disminución del escurrimiento superficial, lo que sería de esperar debido a la mayor evapotranspiración de las coníferas en relación a las pasturas (Zhang et al.;1999; Farley et al., 2005). Este análisis sin embargo, está afectado por la gran diferencia de flujo entre PCal y PTrat y por la diferencia en el flujo basal entre las dos cuencas produciendo una relación no lineal entre el flujo de ambas cuencas durante períodos de bajo flujo (Chescheir et al., 2008). Es interesante señalar además que el flujo de C2 fue solo 1,2 veces superior que C1 en PCal pero 1,4 veces mayor en PTrat.

Concentración de nutrientes

Fósforo total

La concentración de PT (CPT) varió en ambas cuencas a lo largo del período de evaluación, aunque estas variaciones no siguieron ninguna tendencia clara (Figura 3). El análisis de varianza realizado en la BDC indicó que durante el período de evaluación no existieron diferencias significativas de la CPT entre ambas cuencas, sin embargo si existieron diferencias significativas entre métodos de muestreo (Cuadro 4). Las medias ajustadas de MM fueron inferiores a las de MA, además ocurrieron tanto en C1 como en C2 (interacción no significativa). Estas diferencias entre métodos se debieron posiblemente a que una fracción importante de las muestras del MA se obtuvieron en eventos de tormenta, durante lluvias intensas y erosivas. Por lo tanto, los valores de la CPT del MM representan más las condiciones del flujo base, mientras que los del MA una combinación del flujo de base y de tormenta.

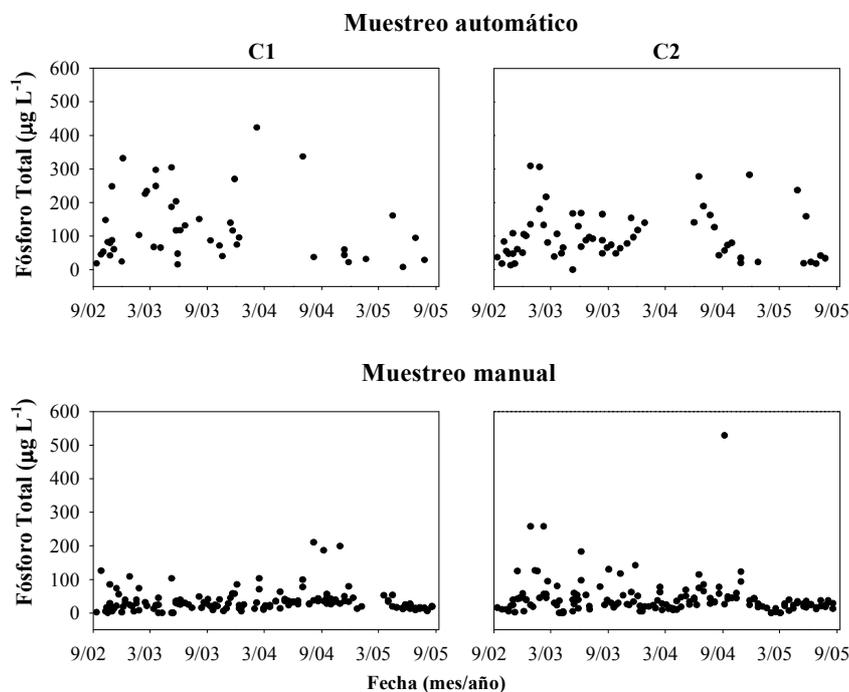


Figura 3. Concentración de PT durante todo el período de evaluación para dos métodos de muestreo.

Cuadro 4. Efecto del método de muestreo y de la cuenca (cambio de uso del suelo) sobre la concentración de PT por período. Los datos de concentración fueron transformados logarítmicamente para el ANAVA y el promedio se obtuvo retransformando las medias ajustadas.

Cuenca†	Calibración			Tratamiento		
	MM‡	MA	promedio§	MM	MA	promedio
	$\mu\text{g L}^{-1}$					
C1	22,0	105,1	48,1	26,9	83,7	47,4
C2	33,2	89,8	54,6	30,3	81,9	49,8
promedio	27,0	97,1	47,0	28,5	82,8	37,6

Estadística	
Fuente de variación	Valor de <i>P</i>
Método	0,0001
Cuenca	NS¶
Método * cuenca	NS

† C1: Cuenca Ganadera; C2: Cuenca Forestada

‡ MM: Método manual; MA: Método automático

§ Medias ajustadas

¶ No difiere significativamente a $P > 0,10$

En ambos métodos de muestreo, los valores promedios de la CPT de PCal y PTrat superaron el nivel crítico mínimo citado por USEPA (2002) para ríos y arroyos de las ecoregiones ($10 \mu\text{g L}^{-1}$), sin embargo no superaron el nivel crítico máximo ($128 \mu\text{g L}^{-1}$). Estos niveles críticos no serían extrapolables a las condiciones de Uruguay, no solo por las obvias diferencias de ecoregión, sino además porque los cursos de C1 y C2 son cañadas con flujo intermitente. Los datos utilizados por USEPA para establecer estos niveles críticos provienen de ríos y arroyos, que son cursos hídricos de régimen permanente, con columnas de agua de mayor profundidad, lo que permite una mayor sedimentación (USEPA, 2007). Otros autores como Birr y Mulla, (2001) han preferido utilizar como referencia la concentración promedio de un río cercano de la misma ecoregión. Esta comparación obvia los problemas de interpretación asociados a usar como referencia niveles críticos de diferentes zonas ecológicas, pero mantiene los asociados a la diferencia de profundidad de la columna de agua. Siguiendo esta metodología, se compararon los resultados de ambas cuencas con la CPT promedio del Río Tacuarembó obtenida por nosotros ($55 \mu\text{g L}^{-1}$), y se observó que los valores del MM estuvieron por debajo de esta referencia mientras que los del MA estuvieron por encima. Aunque los valores de CPT-MM de ambas cuencas y el del Río Tacuarembó no serían comparables, el hecho de que el mayor valor de concentración fue obtenido en el Río Tacuarembó con la columna de agua más profunda, claramente indica que los valores de CPT de ambas

cuencas no fueron mayores al valor de CPT del río. De todas maneras, los datos del MA serían más representativos de la dinámica del conjunto cuenca-sistema fluvial.

En ambos períodos, los valores medios de la CPT de ambos métodos de muestreo de C1 fueron similares a los reportados por Cooper y Thomsen, (1988) para el flujo base de cuencas con pastura ($44 \mu\text{g L}^{-1}$), pero superiores a los encontrados por estos mismos autores para cuencas con Pino ($23 \mu\text{g L}^{-1}$). Además, los valores de la CPT de C1 estuvieron dentro del rango de concentración ($14\text{-}609 \mu\text{g L}^{-1}$) citado por O'Reagian et al., (2005) en cuencas ganaderas. Valores similares a C1 y C2 fueron también reportadas por Quinn y Stroud (2002) para cuencas ganaderas y de monte nativo (41 vs. $40 \mu\text{g L}^{-1}$).

En la BDA se encontró que la línea de regresión entre la CPT de ambas cuencas fue significativa tanto en PCal como en PTrat y para ambos métodos de muestreo (Cuadro 5). Este resultado implica que los eventos que causaron cambios en la CPT de una de las cuencas produjeron también cambios similares en la otra. Además el ANCOVA mostró que ni los interceptos (efecto período) ni las pendientes de la rectas de ajuste estimada para cada uno de los períodos difirieron significativamente entre si, y este resultado tampoco fue afectado por el método de muestreo. Estos resultados concuerdan además con los del ANAVA previamente reportados en el Cuadro 4, en el cual se había utilizado la BDC.

Cuadro 5. Análisis de regresión y covarianza para el Log_{10} de la concentración de fósforo total.

Método	Regresión entre C1 y C2 dentro de cada período y método†				Covarianza		
	Valor de b				Valor de P		
	Calibración	Tratamiento	Calibración	Tratamiento	Cuenca	Período	Cuenca x Período
MM‡	0.85	0.69	0.0050 (26)§	0.0001 (52)	0.0001 (78)	0.6042	0.5384
MA	0.65	0.46	0.0402 (16)	0.0280 (13)	0.0029 (29)	0.5233	0.5833
MM y MA	0.61	0.63	0.0001 (42)	0.0001 (65)	0.0001 (107)	0.9537	0.9373

† MM: Método manual; MA: Método automático

‡ C1: Cuenca Ganadera; C2: Cuenca Forestada

§ Número de muestras

Debido a que los análisis estadísticos realizados en la BDA no evidenciaron efecto de la aforestación en la CPT, se ajustó a modo de resumen una recta de regresión donde se incluyeron los datos obtenidos con ambos métodos de muestreo durante todo el período de evaluación, aunque sin incluir cinco puntos que se consideraron fuera del rango típico. Es de señalar que la inclusión de estos puntos tampoco hubiera afectado las conclusiones de este análisis. Los resultados (Figura 4) evidencian tanto la clara relación existente entre la CPT de ambas cuencas así como la diferencia de la CPT entre ambos métodos de muestreo. Por lo tanto, los resultados de los análisis realizados en ambas bases de datos indicaron en forma análoga de que no existieron diferencias en la CPT ocasionadas por el cambio de uso del suelo pero si debidas a métodos de muestreo.

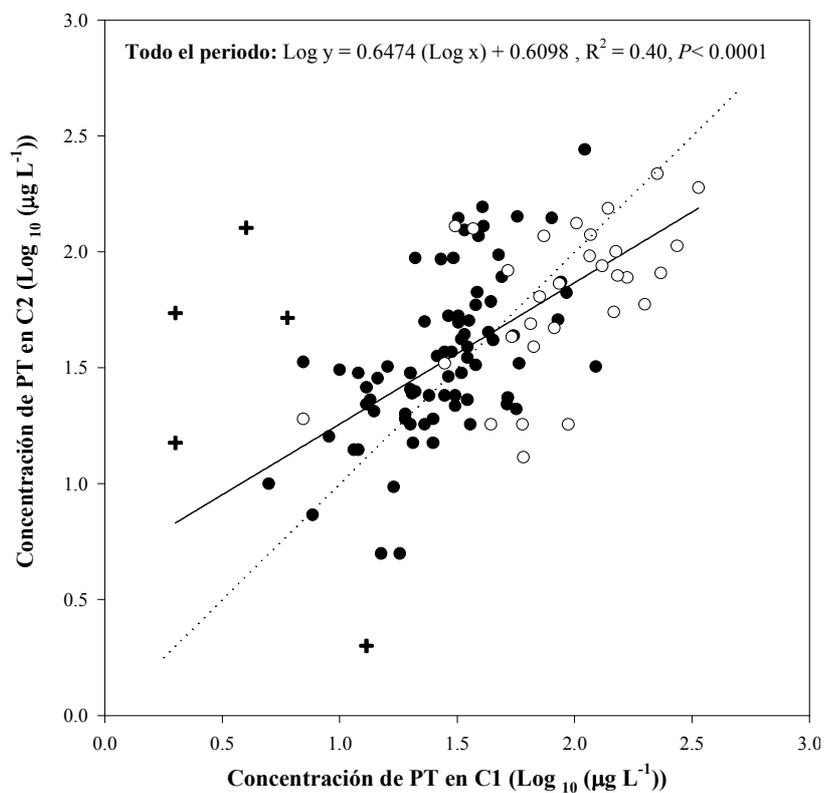


Figura 4. Relaciones entre las concentraciones de PT de las dos cuencas para todo el período de evaluación obtenidas con los métodos de muestreo automático (MA) y manual (MM). Los círculos llenos representan los valores de la CPT obtenidas con el MM y los vacíos los obtenidos con el MA, mientras que las cruces son los puntos fuera de escala. La línea punteada y la línea continua representan respectivamente la relación 1:1 y la recta de regresión entre la CPT de ambas cuencas independientemente del método de muestreo.

Nitrógeno Total

La concentración de NT (CNT) tendió a ser mayor durante los seis primeros meses de evaluación (período pre-plantación) y ésta tendencia se observó en ambas cuencas. Luego los valores decrecieron rápidamente y se estabilizaron hasta el final del experimento. Por lo tanto estos picos de concentración no se relacionaron con el cambio de uso del suelo. Esta tendencia se observó además en ambos métodos de muestreo, por lo que esta mayor CNT de los primeros seis meses no se asoció claramente a los eventos de tormenta, aunque la magnitud de los mismos siempre fue superior en MA. Igualmente a lo observado en la CPT, los valores de la CNT obtenidos con MA fueron superiores a los obtenidos con MM. La ocurrencia de estos picos coincidió con las mayores lluvias de registradas en PCal (Figura 5). Una posible explicación sería que estos picos fuesen la consecuencia de una mayor erosión provocada por las lluvias intensas del período inicial, pero esto no coincide con lo observado en la CPT, donde no se registraron altas concentraciones iniciales, lo que sería esperable si la mayor erosión fuese la causa. Por lo tanto, la razón de esta mayor concentración inicial de NT no se conoce.

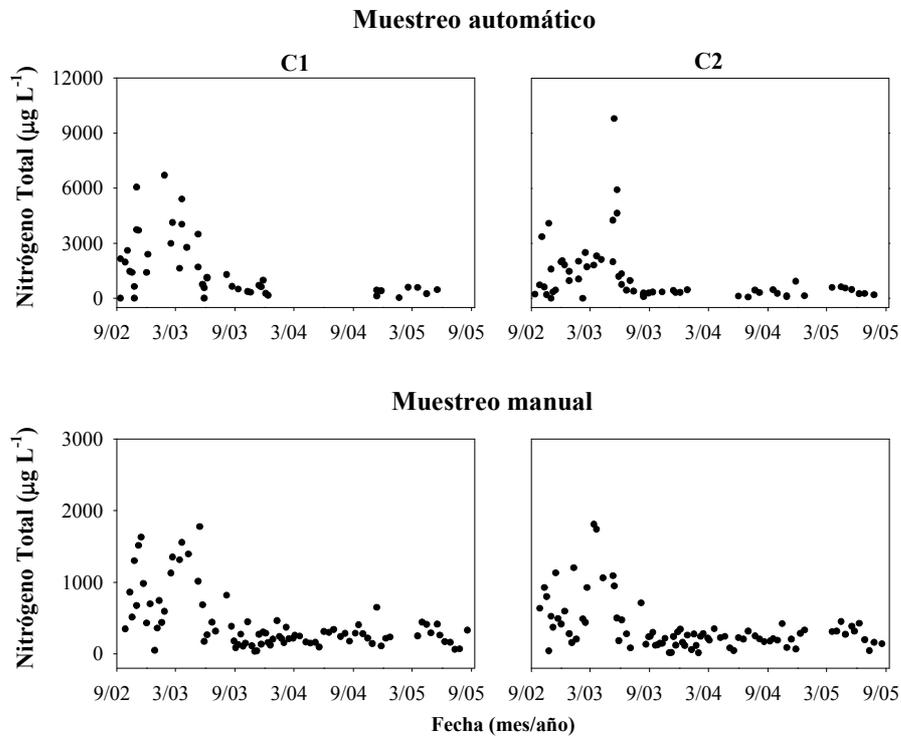


Figura 5. Concentración de NT durante todo el periodo de evaluación para dos métodos de muestreo.

Los ANAVAs realizados en la BDC no detectaron diferencias significativas de la CNT en PCal y PTrat entre ambas cuencas, sin embargo, al igual que lo ocurrido en la CPT existieron diferencias significativas entre métodos de muestreo (Cuadro 6). Como se mencionó anteriormente las medias ajustadas de MM fueron inferiores a las del MA; este efecto se evidenció en C1 y C2 (interacción no significativa).

Cuadro 6. Efecto del método de muestreo y de la cuenca (cambio de uso del suelo) sobre la concentración de NT por período. Los datos de concentración fueron transformados logarítmicamente para el ANAVA y el promedio se obtuvo retransformando las medias ajustadas.

Cuenca†	Calibración			Tratamiento		
	MM‡	MA	promedio§	MM	MA	promedio
C1	552,3	1776,7	990,6	201,7	370,6	273,4
C2	518,2	1301,9	821,4	167,9	311,4	228,6
promedio	535,0	1520,9	823,1	184,0	339,7	213,4

Estadística	
Fuente de variación	Valor de P
Método	0,0001
Cuenca	NS¶
Método * cuenca	NS

† C1: Cuenca Ganadera; C2: Cuenca Forestada

‡ MM: Método manual; MA: Método automático

§ Medias ajustadas

¶ No difiere significativamente a $P > 0,10$

Al igual que la CPT, ambas cuencas, independientemente del método de muestreo, superaron el mínimo nivel crítico de CNT ($120 \mu\text{g L}^{-1}$) citado por USEPA (2002), sin embargo no se superó el nivel máximo ($2180 \mu\text{g L}^{-1}$). El valor promedio de la CNT de ambos métodos de muestreo fue superior al promedio de la CNT del Río Tacuarembó ($133 \mu\text{g L}^{-1}$).

El rango de la CNT en C1 y C2 fue similar al citado por Quinn y Stroud (2002) en cuencas ganaderas y forestadas. Luego de la aforestación, la CNT en C1 fue similar a los referidos por Cooper y Thomsen (1988) para el flujo base en cuencas con pasturas, en cambio en C2 la CNT fue inferior a la citada por éste autor para el mismo flujo en cuencas forestadas. De todas maneras, los valores de CNT de ambas cuencas estuvieron dentro del orden de magnitud observado por otros autores.

Los análisis de regresión realizados en la BDA muestran que la línea de regresión entre la CNT de ambas cuencas fue significativa en PCal y en PTrat tanto en el MM como cuando se analizaron ambos métodos combinados (MM y MA) (Cuadro 7). En cambio, esta relación no fue significativa en el MA. El ANCOVA mostró que la pendiente de la recta de ajuste de PTrat no difirió significativamente de la observada en PCal, lo cual indica que no existió efecto del cambio del uso de la tierra en la CNT. En ambos métodos se observó una disminución en los valores de la CNT de PTrat con respecto a PCal, pero esta diferencia de interceptos (efecto período) estuvo próxima a ser significativa ($P = 0.1131$) cuando ambos métodos se evaluaron juntos. Esta disminución se relacionó con los mayores valores de la CNT observados en los primeros seis meses de evaluación.

Al igual que en la CPT, se ajustó a modo de resumen una recta de regresión entre ambas cuencas donde se incluyeron los datos obtenidos con ambos métodos de muestreo durante todo el período de evaluación (Figura 6). En la misma, se aprecia nuevamente la aceptable relación entre la CNT de ambas cuencas así como los mayores valores de la CNT detectados por MA con respecto a MM.

Cuadro 7. Análisis de regresión y covarianza para el Log₁₀ de la concentración de nitrógeno total.

Método	Regresión entre C1 y C2 dentro de cada período y método†				Covarianza		
	Valor de b				Valor de P		
	Calibración	Tratamiento	Calibración	Tratamiento	Cuenca	Período	Cuenca x Período
MM‡	0.52	0.77	0,0081 (30)§	0,0001 (55)	0,0001 (85)	0,1964	0,2688
MA	-0.04	0.14	0,8420 (15)	0,6528 (11)	0,8759 (26)	0,4582	0,7444
MM y MA	0.57	0.80	0,0002 (45)	0,0001 (66)	0,0001 (111)	0,1131	0.2094

† MM: Método manual; MA: Método automático

‡ C1: Cuenca Ganadera; C2: Cuenca Forestada

§ Número de muestras

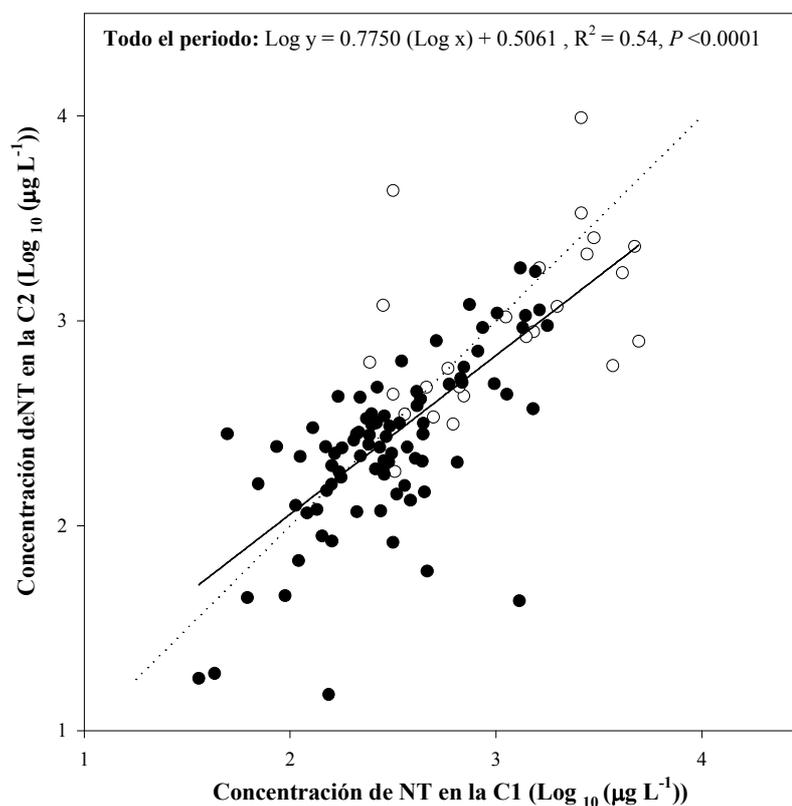


Figura 6. Relaciones entre las concentraciones de NT de las dos cuencas para todo el período de evaluación obtenidas con los métodos de muestreo automático (MA) y manual (MM). Los círculos llenos representan los valores de la CNT obtenidas con el MM y los vacíos los obtenidos con el MA. La línea punteada y la línea continua representan respectivamente la relación 1:1 y la recta de regresión entre la CNT de ambas cuencas independientemente del método de muestreo.

Carga de nutrientes

Análisis estadísticos

Los ANAVAs realizados en la BDC revelaron que no existieron efectos significativos del cambio del uso del suelo en la carga de PT (LPT) y NT (LNT), pero existieron diferencias entre métodos en ambos períodos, siendo las medias ajustadas del MM inferiores a las del MA (Cuadro 8). Además, ésta diferencia entre métodos se verificó en ambas cuencas (interacción no significativa), resultado esperado considerando las ya observadas diferencias entre métodos existentes en CNT y CPT.

Cuadro 8. Efecto del método de muestreo sobre la carga de PT y NT en la cuenca ganadera y aforestada en los períodos de calibración y tratamiento. Los datos de carga fueron transformados logarítmicamente para los ANAVAs y los promedios se obtuvieron retransformando las medias ajustadas.

Índice	Cuenca†	Calibración			Tratamiento			Estadística		
		MM‡	MA	promedios§	MM	MA	promedio	Fuente de variación	Calibración	Tratamiento
		g ha ⁻¹ sem ⁻¹						Valor de P		
LPT	C1	4,0	52,6	28,0	1,5	7,8	4,7	Método	0,0424	0,0047
	C2	18,1	69,4	43,5	3,0	16,0	9,5	Cuenca	NS¶	NS
	promedio	11,0	61,0	32,2	2,3	11,9	5,3	Método x cuenca	NS	NS
LNT	C1	127,1	576,1	332,9	7,9	53,4	30,4	Método	0,0001	0,0001
	C2	164,2	405,3	279,1	13,2	42,9	27,9	Cuenca	NS	NS
	promedio	145,4	488,5	270,9	10,5	48,1	24,1	Método x cuenca	NS	NS

† C1: Cuenca Ganadera; C2: Cuenca Forestada

‡ MM: Método manual; MA: Método automático

§ Medias ajustadas

¶ No difiere significativamente a $P > 0,10$

Los análisis realizados en la BDA en ambos períodos indican que tanto en LPT como en LNT existió una regresión lineal significativa entre cuencas, la cual ocurrió en el MM, en el MA y en la combinación de ambos (Cuadro 9). El ANCOVA mostró que

las pendientes de las rectas de regresión de cada período difirieron entre si (interacción cuenca x período significativa), como también lo hicieron los interceptos (efecto período significativo), excepto en LPT-MA. Aun en este caso, sin embargo, las tendencias fueron las mismas, pues independiente de la estadística el valor de b fue más cercano a la unidad y el valor de a más cercano a cero en PTrat (Cuadro 9). Este resultado implica que las cargas de ambas cuencas tendieron a igualarse en este último período.

Debido a que las pendientes e interceptos de ambos índices difirieron en general entre períodos, se compararon dentro de cada período ambos métodos, estimando primero las regresiones entre C1 y C2 dentro de cada método y luego evaluando si los coeficientes estimados (intercepto y pendiente) diferían entre sí mediante un ANCOVA. Los resultados revelaron que las pendientes e interceptos no difirieron entre métodos en LPT-PCal y en LNT-PTrat, pero sí lo hicieron en los otros dos casos (Cuadro 10). Por consiguiente, en los dos primeros casos la relación entre ambas cuencas se representó con los valores de intercepto y pendiente de ambos métodos combinados (MM y MA) que figuran en el Cuadro 9 (Figura 7 y Figura 8). En cambio, en los otros dos casos, esta relación se representó con los valores de intercepto y pendiente de ambos métodos por separado. Estas dos figuras resumen entonces para ambos índices la relación observada entre cuencas en ambos períodos, donde nuevamente se aprecia que con respecto a PCal, tanto en LPT como en LNT las pendientes se incrementaron y los interceptos disminuyeron en PTrat. Estos resultados también evidencian que en PCal la principal diferencia entre las cargas de ambas cuencas ocurrió en el rango de cargas bajas, ya que en el rango de cargas altas los valores fueron similares.

En PTrat las pendientes se acercaron a la unidad, pero aunque los interceptos disminuyeron siguieron siendo significativamente diferentes de cero (Cuadro 10). Por lo tanto, igual existió en este último período una tendencia hacia una mayor pérdida de nutrientes en C2, sobretodo a cargas bajas. Las razones de esta diferencia pueden estar relacionadas al mayor drenaje observado en ambos períodos en C2, el que no se

relacionó con el cambio de uso de suelo. Es posible además que la mayor semejanza entre cuencas observada en PTrat se relacione con la disminución de la pendiente entre el drenaje de ambas cuencas observada en este período (Cuadro 3).

Cuadro 10. Análisis de regresión (ANREG) y covarianza (ANCOVA) para la carga de PT (LPT) y de NT (LNT) en los periodos de calibración (PCal) y tratamiento (PTrat). En ANREG los números de muestra para los métodos manual y automático fueron 35 y 15; 35 y 14; 51 y 13; y 53 y 11 para PCal-LPT, PCal-LNT, PTrat-LPT y PTrat-LNT respectivamente. En el ANCOVA los números de muestra fueron la suma de las muestras en ambos métodos.

Período‡	Índice§	ANREG†						ANCOVA		
		Intercepto		Pendiente		Automático	Cuenca	Método	Cuenca x Método	
		Manual	Automático	Manual	Automático					
PCal	LPT	0,0001(0,53)	0,0089(0,51)	0,0011(0,65)	0,0063(0,48)	0,0001	0,9394	0,5314		
	LNT	0,0001(0,97)	0,0001(1,74)	0,0001(0,57)	0,0009(0,31)	0,0001	0,0119	0,0600		
PTrat	LPT	0,0001(0,18)	0,0152(0,34)	0,0001(1,01)	0,0062(0,75)	0,0001	0,1152	0,0653		
	LNT	0,0001(0,37)	0,0161(0,60)	0,0001(0,84)	0,0003(0,70)	0,0005	0,3183	0,3307		

† En todos los casos el valor entre paréntesis representa el valor del intercepto o la pendiente.

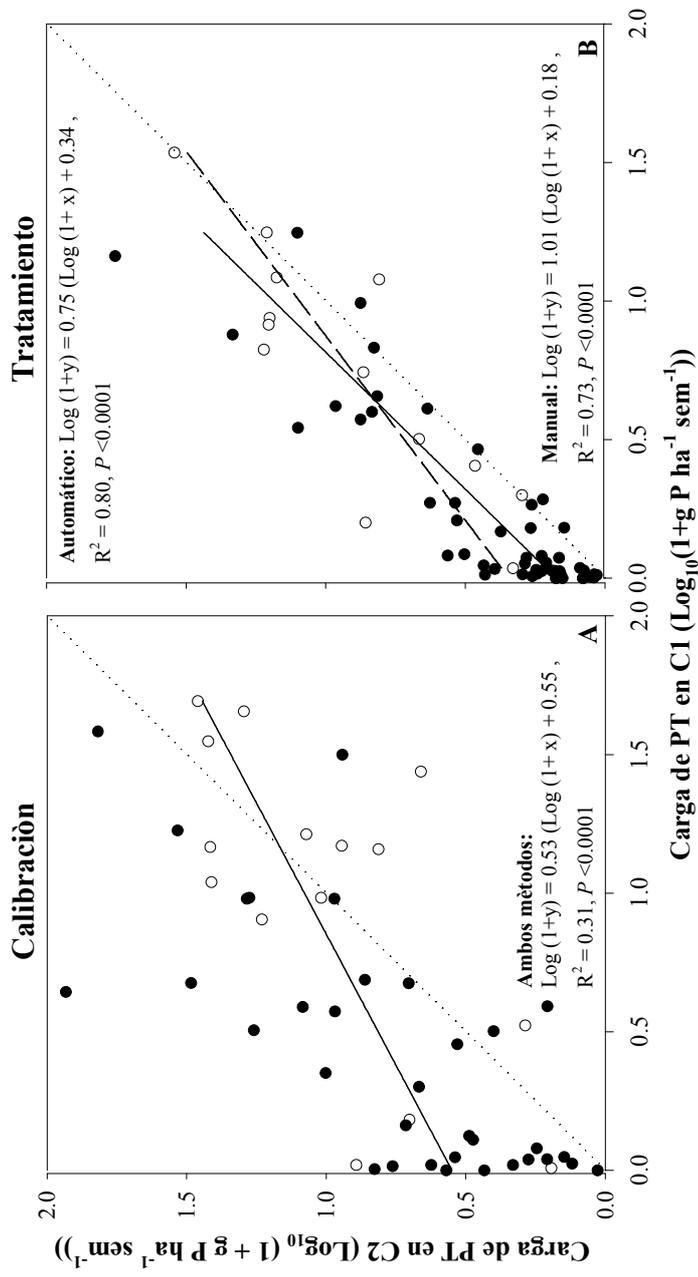


Figura 7. Relaciones entre las cargas de PT de ambas cuencas para los períodos de calibración y tratamiento obtenidas con los métodos de muestreo automático (MA) y manual (MM). Los círculos llenos representan las cargas obtenidas con MM y los vacíos las obtenidas con MA. La línea punteada representa la relación 1:1, la línea continua representa la relación entre cuencas independiente del método en A) ó la relación entre cuencas para MM en B). La línea discontinua representa la relación entre cuencas para MA en B).

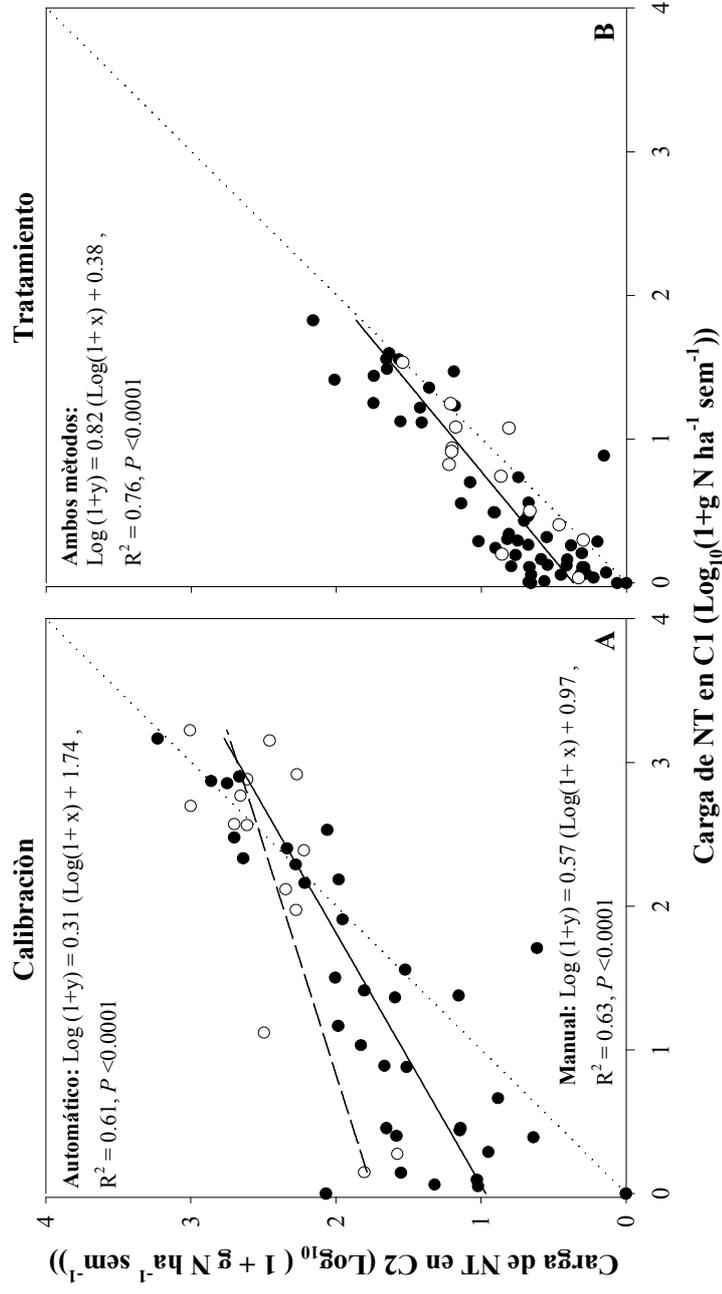


Figura 8. Relaciones entre las cargas de NT de ambas cuencas para los periodos de calibración y tratamiento obtenidas con los métodos de muestreo automático (MA) y manual (MM). Los círculos llenos representan las cargas obtenidas con MM y los vacíos las obtenidas con MA. La línea punteada representa la relación 1:1, la línea continua representa la relación entre cuencas independiente del método en B) ó la relación entre cuencas para MM en A). La línea discontinua representa la relación entre cuencas para MA en A).

Estimaciones de carga anual

Las estimaciones de carga podrían variar dependiendo del equipamiento usado, por ejemplo registros automáticos ó manuales de flujo y/o extracciones automáticas o manuales para determinar concentración. Por consiguiente, se evaluó la incidencia de tres estrategias de muestreo (EM) en la estimación de carga utilizando la BDC. La carga se estimó como el producto de flujo por concentración, pero usando diferentes valores de flujo y concentración:

$$EM1 = fda \times CT_m \times 7 \quad [1]$$

$$EM2 = fsa \times CT_m \quad [2]$$

$$EM3 = fsa \times CT_a \text{ (ó } fsa \times CT_m \text{ si } CT_a \text{ no esta disponible)} \quad [3]$$

donde *fda* es el flujo diario de agua, *CT_m* es la concentración total de P o N en el agua obtenida por el MM, *fsa* es el flujo semanal de agua, y *CT_a* es la concentración total de P o N en el agua obtenida por el MA.

La EM1 sería aplicable cuando no se dispone de ningún equipo de muestreo automático, aunque en el presente trabajo el flujo diario se obtuvo de registros automáticos ya que no existió registro manual. Esta estrategia es la más común en Uruguay pues en general no se dispone de registros de flujo automático, a pesar de no ser una metodología recomendada para estimar cargas (Reckhow et al., 1980). Además, como a partir de marzo de 2004 se comenzó a coleccionar muestras cada 15 días, la carga de la semana de muestreo se estimó usando la formula [1], pero en la semana previa la

carga se estimó multiplicando la concentración de la semana de muestreo por el flujo semanal de la semana previa. La EM2 sería aplicable solo cuando se dispone de registro automático de flujo y la EM3 cuando el registro de flujo y el muestreo de agua se realizan automáticamente.

Las estimaciones de cargas anuales acumuladas (CAA) de PT y NT efectivamente variaron entre estrategias (Cuadro 11). De acuerdo a lo esperado, las mayores CAA correspondieron a la EM3, ya que el MA registró las mayores concentraciones. Las EM1 y EM2, en cambio, estimaron en general menores valores de CAA, ya que el MM fue el que registró las concentraciones menores, por lo que posiblemente estas opciones subestimen en algún grado las cargas.

Las mayores diferencias entre EM ocurrieron en PCal, que fue cuando se registraron las mayores lluvias y por ende existieron mayores eventos de MA. Estas diferencias entre EM fueron similares en NT y PT. En ambos índices existió además una tendencia hacia mayores CAA en C2; este resultado estuvo posiblemente influido por el mayor flujo de esta cuenca. Además, en ambas cuencas y en ambos índices existió una disminución de CAA de PCal a PTrat, lo que concuerda con la disminución del flujo entre períodos.

O'Reagian et al., (2005) presentaron los resultados de LPT y LNT de cuencas ganaderas en términos de LPT y LNT por evento en vez de CAA. En nuestro trabajo, se estimaron las medias de LPT y LNT por evento como la relación entre la CAA media para todo el período de evaluación y el número de eventos de éste período, utilizando en esta estimación los valores de CAA obtenidos con la EM3 (Cuadro 11). Nuestras

estimaciones de cargas medias por evento de C1 fueron inferiores tanto para NT (123 versus 296 g ha⁻¹ por evento) como para PT (12 versus 14 g ha⁻¹ por evento) a las citadas para cuencas ganaderas por estos autores. Si consideramos solo PCal, en cambio, se observó una tendencia inversa, ya que en este período las cargas medias por evento observadas en nuestro trabajo fueron de 330 y 30 g ha⁻¹ en LNT y LPT respectivamente. Por consiguiente, los promedios de EM3 de PCal y PTrat fueron respectivamente superiores e inferiores a los valores reportados por estos autores.

Cuadro 11. Cargas anuales acumuladas de PT y NT según diferentes estimaciones de flujo y concentraciones. Estas estimaciones fueron realizadas usando la información de la base de datos completa.

Período‡	C1†			C2			
	EM1§	EM2¶	EM3#	EM1	EM2	EM3	
	kg ha ⁻¹ año ⁻¹						
LPT	PCal	0,34	0,56	1,60	0,77	0,86	2,37
	PTrat1	0,06	0,06	0,12	0,10	0,12	0,46
	PTrat2	0,07	0,09	0,15	0,14	0,20	0,18
	Promedio	0,16	0,24	0,62	0,33	0,39	1,00
LNT	PCal	7,16	6,46	17,73	8,80	7,24	26,76
	PTrat1	0,23	0,27	0,60	0,46	0,49	0,62
	PTrat2	1,09	1,24	1,46	1,59	1,73	1,97
	Promedio	2,82	2,66	6,59	3,62	3,16	9,78

† C1: Cuenca Ganadera; C2: Cuenca Forestada

‡ PCal: Período de Calibración; PTrat1: Primer año del período de tratamiento; PTrat2: Segundo año del período de tratamiento.

§ EM1= La carga semanal se estimó como el producto del flujo del día del muestreo manual por la concentración por siete. La concentración fue obtenida de una sola muestra de agua colectada manualmente.

¶ EM2= La carga semanal se estimó como el producto del flujo semanal por la concentración. La concentración fue obtenida de una sola muestra de agua colectada manualmente.

EM3= La carga semanal se estimó como el producto del flujo semanal por la concentración. La concentración fue obtenida de una muestra compuesta semanal ponderada por el flujo que fue colectada automáticamente ó de una sola muestra colectada manualmente cuando la muestra automática no estuvo disponible.

Al comparar nuestros valores de CAA con los reportados por Cooper y Thomsen (1988); se observó que nuestros valores de LPT fueron nuevamente inferiores en

cuencas ganaderas ($0,62$ versus $1,67 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y similares en forestadas ($1,0$ versus $0,95 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Para LNT, nuestras estimaciones fueron también inferiores en la cuenca ganadera ($6,59$ versus $11,95 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) pero superiores en la forestada ($9,78$ versus $1,31 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Quinn y Stroud (2002) reportaron valores similares de LPT y LNT a los reportados por Cooper y Thomsen (1988) en cuencas ganaderas y forestadas, aunque los primeros utilizaron MM y los segundos MA.

Aunque existieron esperables diferencias entre las cargas observadas en nuestro trabajo y las citadas por otros autores para similares condiciones, nuestros valores estuvieron dentro del rango reportado. Este resultado podría ser en parte debido a que estas comparaciones se basaron en EM3, la cual combina datos de concentración de MM y MA, resultando en valores de carga intermedios entre ambas metodologías de muestreo.

Aunque resulta evidente que en este trabajo los valores de LPT y LNT no fueron afectados por el cambio del uso de la tierra, es importante resaltar que estos resultados reflejan solamente los impactos iniciales de la aforestación en la exportación de nutrientes, por lo cual no pueden ser usados para predecir tendencias futuras cuando los árboles alcancen estadios adultos. Esta aclaración también resulta válida con respecto al efecto de la aforestación en la calidad del agua.

CONCLUSIONES

Durante el período de evaluación no existieron diferencias significativas de la CPT y de la CNT entre ambas cuencas, por lo cual no se evidenció efecto de la aforestación sobre estas variables. En cambio existieron diferencias significativas debidas al método de muestreo de agua; los valores obtenidos con MA fueron superiores a los obtenidos con MM. Por consiguiente, el efecto del método de muestreo de agua en la concentración de nutrientes debería ser específicamente considerado cuando se comparan índices de calidad de agua.

Tanto CPT como CNT superaron el mínimo nivel crítico citado por USEPA pero no el máximo nivel crítico, aunque estos valores de referencia no serían directamente extrapolables a estos resultados ya que provienen de ríos y arroyos, mientras que este estudio se realizó en cañadas, las cuales tienen menor flujo y sedimentación.

Las cargas de PT y NT no fueron afectadas por el cambio de uso de suelo durante el período de evaluación, pero nuevamente se verificaron diferencias entre métodos de muestreo, las que fueron similares a las observadas en CPT y CNT.

Los valores de carga obtenidos en este trabajo fueron similares en magnitud a las obtenidas por otros autores en condiciones similares, aunque existieron diferencias específicas.

Estos resultados reflejan solamente el posible impacto de los primeros años de aforestación en la calidad de agua, por lo que sería necesario evaluar el efecto del cambio de uso del suelo por períodos más extensos, para establecer así el impacto de plantaciones maduras.

REFERENCIAS

- Agouridis, C.T, S.R Workman, R.C. Warner, y G.D. Jennings. 2005. Livestock grazing management impacts on stream water quality: a review. *JAWRA* 41:591–606.
- Amatya, D.M., R.W. Skaggs, y J.W. Gilliam. 2006. Hydrology and water quality of a drained loblolly pine plantation in coastal North Carolina. In: W. Thomas (ed.). *Hydrology and Management of Forested Wetlands*. Proc. Int. Conf. ASABE, p. 15-26.
- Birr, A.S. y D.J. Mulla. 2001. Evaluation of the phosphorus index in watersheds at the regional scale. *J. Environ. Qual.* 30:2018–2025.
- Bremmer, J.M. y C.S. Mulvaney. 1982. Nitrogen Total. p.595-624. In A.L. Page et al. (ed.) *Methods of soil analyses. Part 2*. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Chalar, G. 2006. Dinámica de la eutrofización a diferentes escalas temporales: embalse Salto Grande (Argentina-Uruguay). p. 87–101. In Tundis, JG, Matsumura-Tundisi, T. & Sidagis, C. (ed.) *Eutrophication in South America: causes, consequences and technologies for management and control*. International Institute of Ecology, Inc. São Carlos, SP.
- Chalar, G., L. De León, E. Brugnoli, J. Clemente, y M. Paradiso. 2002 Antecedentes y nuevos aportes al conocimiento de la estructura y dinámica del Embalse Salto Grande. *El agua en Sudamérica: de la Limnología a la Gestión en Sudamérica*.

- Fernández-Cirelli, A. y Chalar, G. (eds). CYTED Aprovechamiento y Gestión de los Recursos Hídricos. Bs.As. 123–142p.
- Chescheir, G.M., D.M. Amatya, y R.W. Skaggs. 2003a. Effects of afforestation on the hydrologic behavior of a basin in the Tacuarembó River. Progress report for 2002-03 submitted to Weyerhaeuser Foundation. Raleigh, N.C.: North Carolina State University, Department of Biological and Agricultural Engineering.
- Chescheir, G.M., M.E. Lebo, D.M. Amatya, J. Hughes, J.W. Gilliam, R.W. Skaggs, y R.B. Herrmann. 2003b. Hydrology and water quality of forested lands in Eastern North Carolina, Technical Bulletin N° 320, North Carolina Agric. Res. Service, North Carolina State University, Raleigh, NC, 79p.
- Chescheir, G.M., N.O. von Stackelberg, D.M. Amatya, y R.W. Skaggs. 2004. Effects of afforestation on the hydrologic behavior of a basin in the Tacuarembó River. Progress report for 2003-04 submitted to Weyerhaeuser Foundation. Raleigh, N.C.: North Carolina State University, Department of Biological and Agricultural Engineering.
- Chescheir, G.M., R.W. Skaggs, and D.M. Amatya. 2008. Hydrologic impacts of converting grassland to managed forestland in Uruguay. p. 1-9 In E.W. Tollner and A. Saleh (ed.) 21st Century Watershed Technology: Improving Water Quality and Environment. Proc. Int. Conf., Chile, 29 March – 3 April 2008. ASABE Publication Number 701P0208cd, ASABE, St. Joseph, MI. 49085-9659.
- Clausen, J.C. y Spooner, J. 1993. Paired watershed study design. EPA 841-F-93-009, Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC

- Cooper, A.B., y C.E. Thomsen. 1988. Nitrogen and phosphorus in streamwaters from adjacent pasture, pine, and native forest catchments. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* 22:279–291.
- DINAMA. 2007. La calidad del agua del Río Uruguay. Resultado de las tres primeras campañas. 16p.
- Farley, K.A., E.G. Jobbágy, y R.B. Jackson. 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Glob. Change Biol.* 11:1565–1576.
- Fierer, N.G., y E.J. Gabet. Carbon and nitrogen losses by surface runoff following changes in vegetation. *J. Environ. Qual.* 31:1207–1213.
- García, P.F., J. Hernández, P. Amarante, A. Califra, S. Delgado, L. Salvo, y M. Hill. 2004. Efecto de las plantaciones de Pino en Uruguay: Reporte anual de calidad de suelos. Universidad de la República, Montevideo, Uruguay.
- Gelbrecht, J., H. Lengsfeld, R. Pothing, y D. Opitz. 2004. Temporal and spatial variation of phosphorus input, retention and loss in small catchment of NE Germany. *J. Hydrol.* 304:151–165.
- Grabow, G.L., J. Spooner, L.A. Lombardo, D.E. Line, y K.L. Tweedy. 1998. Has water quality improved?: Use of SAS for statistical analysis of paired watershed, upstream/downstream and before/after monitoring designs. U.S. EPA-NCSU-CES Grant No. X825012.
- Hubbard, R.K., G.L. Newton, y G.M. Hill. 2004. Water quality and the grazing animal. *J. Anim. Sci.* 82:255–263.

- Jones, R.C., y B.H. Holmes. 1985. Effects of land use practices on water resources in Virginia. Bulletin 144, Virginia Water Resources Res. Center, Virginia Polytechnic Institute and State University Blacksburg, 117p.
- Khan, F.A., y A. Ansari A. A. 2005. Eutrophication: An Ecological Vision. *Botan. Rev.* 71:449–482.
- Marchesi, E. 2003. La vegetación y flora del ensayo de cuencas, Estancia La Corona. Tacuarembó. COLONVADE S.A. Uruguay.
- Molfino, J.H. 2000. Proyecto de instalación de cuencas experimentales para el estudio de efectos del establecimiento de áreas forestales con pino en Uruguay. Departamento de Tacuarembó, COLONVADE S.A. Uruguay.
- Murphy, J., y P. Riley. 1962. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Analyt. Chim. Acta.* 229:115–120.
- Nearing, M.A., R.M. Risse, y L.F. Rogers. 1993. Estimating daily nutrient fluxes to a large Piedmont reservoir from limited tributary data. *J. Environ. Qual.* 22:666–671.
- O' Reagain, P.J., J. Brodie, G. Fraser, J.J. Bushell, C.H. Holloway, J.W. Faithful, y D. Haynes. 2005. Nutrient loss and water quality under extensive grazing in the upper Burdekin river catchment, North Queensland. *Mar. Poll. Bull.* 51:37–50.
- Owens, L.B., W.M. Edwards, y R.W. Keuren. 1991. Baseflow and stormflow transport of nutrients from mixed agricultural watersheds. *J. Environ. Qual.* 20:407–414.
- Oyarzun, C.E. y A. Huber. 2003. Exportación de N en cuencas boscosas y agrícolas en el sur de Chile. *Gayana Bot.* 60:63–68.

- Pote, D.H. y T.C. Daniel. 2000. Analyzing for total phosphorus and total dissolved phosphorus in water samples. p. 94–97. In Pierzynski (ed.) Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and waters. G.M.
- Quinn, J. M. y J. M Stroud. 2002. Water quality and sediment and nutrient export from New Zealand hill-land catchment of contrasting land use. N. Z. J. Mar. Freshw. Res. 36:409–426.
- Quinton, J.N, J.A. Catt, y T.M. Hess. 2001. The selective removal of phosphorus from soil: is event size important? J. Environ. Qual. 30:538–545.
- Reckhow K. H., Beaulac M.N y Simpson J. T. 1980. Modeling phosphorus loading and lake response under uncertainty: a manual and compilation of export coefficients. U. S. EPA, Washington, DC. EPA 440/5-80-011. pp 37-106.
- Rhine, E.D., G.K. Sims, y R.L. Mulvaney, E.J. Pratt. 1998. Improving the Berthelot reaction for determining ammonium in soil extracts and water. Soil Sci. Soc. Am. J. 62:473–480.
- SAS Institute. 1990. SAS/STAT user's guide. Versión 6. 4th ed. Vol.1. SAS Inst., Cary, N.C.
- Thomas, G.W., G.R Haszler, y J.D. Crutchfield. 1995. Nitrate-nitrogen and phosphate-phosphorus in seven Kentucky streams draining small agricultural watersheds: eighteen years later. J. Environ. Qual. 21:147–50.
- U.S.E.P.A. 2002. Water quality standards. (en línea). Verificado 14 de febrero de 2008. Disponible en <http://epa.gov/waterscience/criteria/nutrient/ecoregions/index.html>

- U.S.E.P.A. 2007. The nutrient criteria technical guidance manual: rivers and streams (en línea). Verificado 14 de febrero de 2008. Disponible en <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/nutrient/guidance/rivers/index.html>
- Udawatta, R.P., P.P. Motavallib, y H.E. Garretta. 2004. Phosphorus loss and runoff characteristics in three adjacent agricultural watersheds with claypan soils. *J. Environ. Qual.* 33:1709–1719.
- von Stackelberg, N.O., G.M. Chescheir, y R.W. Skaggs. 2007. Simulation of the hydrologic effect of afforestation in the Tacuarembó River basin, Uruguay. *Trans ASABE*, 50:455–468.
- Young, W.J., F.M. Marston, y J.R. Davis. 1996. Nutrient exports and land use in Australian catchments. *J. Environ. Manag.* 47:165–183.
- Zaimes, G.N. y R.C. Schultz. 2002. Phosphorus in agricultural watersheds: A literature review. Department of Forestry, Iowa State University, Ames, Iowa. 106p.
- Zhang, L., W.R. Dawes, y G.R. Walker. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes catchment scale. *Water Resour. Res.* 37:701–708.