

Universidad de la República

Facultad de Ciencias

Maestría en Ciencias Ambientales

Tesis presentada para obtener el título de:

Magíster en Ciencias Ambientales

**Modelación de los aportes de nitrógeno y fósforo en cuencas
hidrográficas del departamento de Canelones (Uruguay)**

Autor

Ismael Díaz Isasa

Orientadores

Dr. Marcel Achkar, Dr. Néstor Mazzeo y MSc. Guillermo Goyenola

Marzo de 2013

INDICE

Agradecimientos	2
Acrónimos	3
Resumen	4
Abstract	5
1. Introducción	6
1.1. Introducción general	6
1.2. Sistemas lóticos. Estimación de aportes de nutrientes	8
1.3. Justificación	10
1.4. Objetivos	10
a. Objetivo general	10
b. Objetivos específicos	10
1.5. Hipótesis y predicciones	10
a. Hipótesis	10
b. Predicciones	10
2. Metodología	12
2.1. Área de Estudio	12
2.2. Elaboración y validación del modelo	14
a. Adquisición de información de parámetros de calidad de agua	16
b. Análisis y evaluación de las variables estructurales y de uso de la cuenca	17
c. Actividades en campo	21
d. Análisis de datos	21
3. Resultados	25
3.1. Características geofísicas, usos y coberturas del suelo de las cuencas analizadas.	25
a. Variables meteorológicas	25
b. Geología	27
c. Topografía	29
d. Edafología	30
e. Usos del suelo	32
f. Erosión del suelo	36
g. Estado de conservación de márgenes fluviales y zonas riparias asociadas.	38
3.2. Calidad de agua de sistema lóticos del departamento de Canelones, variación espacio-temporal	39
a. Descripción de los parámetros analizados y principales gradientes	39
b. Comportamiento temporal	41
c. Comportamiento espacial	42
d. Relaciones entre parámetros de calidad de agua	46
3.3. Relaciones entre la calidad del agua y las características de las cuencas de drenaje.	47
a. Período invierno-primavera de 2008	47
b. Período verano-otoño de 2009	47
3.4. Relaciones entre características de las cuencas de drenaje versus PT y NT	48
a. Período invierno-primavera 2008	48
b. Período verano-otoño de 2009	49
3.5. Modelación de los aportes de PT y NT.	51
a. Modelación de aportes de PT para el período invierno-primavera de 2008	52
b. Modelación de aportes de PT para el período verano-otoño de 2009	54
c. Modelación de aportes de NT para el período invierno-primavera de 2008	58
d. Modelación de aportes de NT para el período verano-otoño de 2009	60
4. Discusión	63
4.1. Participación de las variables de uso y estructurales en la explicación de la distribución espacial de la concentración de NT y PT en los sistemas lóticos	63
4.2. Importancia del uso agrícola intensivo del suelo en la explicación de los incrementos en las concentraciones de NT y PT en sistemas lóticos	67
4.3. Erosión de suelos y su importancia dentro de las fuentes difusas de aportes de NT y PT	70
4.4. Modelación de aportes de NT y PT desde fuentes puntuales y difusas hacia sistemas lóticos	73
5. Conclusiones	77
6. Bibliografía	79

Agradecimientos

Esta Tesis fue posible gracias a:

mis orientadores, Marcel, Néstor y Guillermo, por la confianza, la paciencia y la disposición.

Carolina Crisci por su ayuda en el análisis de datos y principalmente en los modelos.

los compas del LDSGAT, Anita, Marcel, Ana, Caro, Fer, Lu, Mauri, Manolito, Bea, Víctor, Gaby y José, por aguantarme 9 años, por el compañerismo, la amistad y por todo lo que he aprendido de ellos.

Ana Laura, vecina de escritorio y compañera de penas en todo el proceso de Tesis.

Mauri, por su ayuda con los datos climáticos y por su compañía en las salidas de campo.

Gabriela Eguren, Mariana Meerhoff y Mario Perez Bidegain, por los comentarios y sugerencias que ayudaron a mejorar la tesis.

Pedro Oyhantçabal, Ángel Segura, Mario Bidegain y Sebastián Castro, por su disposición y por los aportes.

la Comuna Canaria y principalmente al equipo que realizó los relevamientos.

la Universidad de la República y la Facultad de Ciencias, quienes me permitieron estudiar gratis todos estos años, y a la ANII que apoyó la última etapa del posgrado.

mi familia por su apoyo y cariño. Principalmente a Dani, mi constante; a Mamá por su incondicionalidad, y a mi Viejo, un imprescindible, con quién me encantaría compartir este momento.

ACRÓNIMOS.

ACP: Análisis de Componentes Principales.

AIC: Criterio de Información de Akaike.

CONEAT: Comisión Nacional de Estudios Agroeconómicos de la Tierra.

CMOS: Contenido de Materia Orgánica del Suelo.

CRSU: Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay.

DICOSE: División de Contralor de Semovientes (MGAP).

DINAMA: Dirección Nacional de Medio Ambiente (MVOTMA).

DNM: Dirección Nacional de Meteorología (MDN).

ETP: Evapotranspiración Potencial.

GAM: Modelo Aditivo Generalizado.

GLM: Modelo Linear Generalizado.

IBH: Índice de Bienestar Hídrico.

IMC: Intendencia Municipal de Canelones.

INE: Instituto Nacional de Estadística.

INIA: Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias.

K: Conductividad.

MDN: Ministerio de Defensa Nacional.

MDS: Modelo Digital de Superficie.

MEVIR: Movimiento para la Erradicación de la Vivienda Insalubre Rural.

MGAP: Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca.

MOS: Materia Orgánica en Suspensión.

MVOTMA: Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente.

NT: Nitrógeno Total.

OD: Oxígeno Disuelto.

OSE: Obras Sanitarias del Estado.

PEDCA: Plan Estratégico Departamental de Calidad de Agua.

PT: Fósforo Total.

SADI: Solicitud de Autorización de Desagüe Industrial.

SGM: Servicio Geográfico Militar.

SIG: Sistema de Información Geográfica.

STS: Sólidos Totales en Suspensión.

RESUMEN

Aportes excesivos de nutrientes a sistemas acuáticos determinan una problemática ambiental que afecta a diversas regiones del mundo dado que comprometen la calidad del agua, el suministro de agua potable y generan pérdida de hábitats y biodiversidad. Numerosos estudios han evidenciado que los aportes de nitrógeno y fósforo desde cuencas hidrográficas hacia sistemas acuáticos se encuentran en función del uso del suelo y de las características estructurales de la cuenca.

El objetivo general de este trabajo fue analizar y modelar la variación espacial de la concentración de nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT), en sistemas lóticos del departamento de Canelones, en función de los factores que determinan la dinámica del paisaje y el uso del suelo.

Se exploró en aproximadamente un centenar de microcuencas la relación entre las concentraciones de NT y PT en agua, y las variables de uso y estructurales de la cuenca. La información se generó a partir del desarrollo de un Sistema de Información Geográfica (SIG) y el análisis de datos incluyó técnicas de estadística multivariada y modelación mediante la utilización de Modelos Aditivos Generalizados (GAM).

Los principales resultados mostraron que las mayores concentraciones de NT y PT se registraron en microcuencas con aportes provenientes de usos industriales, urbanos y de aportes difusos provenientes de usos rurales intensivos (cerealero, forrajero, praderas mejoradas y hortifrutícola). En determinadas microcuencas con usos agrícolas intensivos las concentraciones de NT y PT registradas en agua fueron semejantes a las halladas en cuencas de usos industriales.

No se encontraron relaciones claras entre las variables estructurales de la cuenca y la distribución espacial de las concentraciones de NT y PT. Por otro lado se encontró evidencia suficiente para afirmar la importancia del proceso de erosión de suelos en el aporte de PT desde fuente difusas, y que altos niveles de conservación de la zona riparia se asocian con menores concentraciones de nutrientes en agua. Finalmente se evidenció la importancia de los procesos que ocurren al interior del curso hídrico para explicar la variabilidad temporal de las concentraciones de NT y PT. Los modelos GAM elaborados permitieron explicar entre el 56 y el 68% de la variabilidad de PT en agua, y entre el 60 y el 61% de la variabilidad de NT.

Los resultados obtenidos permiten jerarquizar la información necesaria a generar y también las medidas a implementar, a los efectos de avanzar en la elaboración de un plan estratégico que permita reducir la exportación de nutrientes desde la cuenca y los impactos ambientales generados en sistemas acuáticos.

Palabras clave: Cuenca hidrográfica, aporte de nutrientes, modelación.

ABSTRACT

Excessive amounts of nutrient inputs to aquatic systems are the cause of many environmental problems that affect various regions of the world, because they undertake water quality, drinking water supplies and generate a loss of natural habitats and biodiversity. Many studies have shown that inputs of nitrogen and phosphorus from watersheds to aquatic systems depend on land use and the structural characteristics of the watershed.

The general objective of this study was to analyze and model the spatial variation and the concentration of total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) in lotic systems in Canelones while focusing on the factors that determine the dynamics of landscape and land use.

Data was generated from the development of a Geographic Information System (GIS) and data analysis included both multivariate statistical techniques and modeling by utilizing Generalized Additive Models (GAM).

Main results showed that the highest concentrations of TN and TP were recorded in watersheds with contributions from industrial and urban uses, and from diffuse inputs from intensive rural uses (grain, forage, improved grasslands, horticulture and fruit farming). In certain watersheds with intensive agricultural uses TN and TP concentrations recorded in water, were similar to those found in industrial uses watersheds.

There were no clear relationships between structural variables of the watershed and the spatial distribution of TN and TP concentrations. Furthermore, sufficient evidence was found to affirm the importance of soil erosion process in TP input from diffuse sources, and that high levels of conservation of the riparian zone are associated with lower concentrations of nutrients in water

Finally, the importance of the processes occurring within the stream, were evidenced to explain the temporal variability of TN and TP concentrations. GAM's models allowed explaining the variability in water, between 56 and 68% and between 60 and 61%, of TP and TN respectively.

The obtained results allowed organizing into a hierarchy the necessary information to generate and also the measures to help with the advancing in the generation of a strategic plan that allows reducing the export of nutrients from the watershed, and the environmental impacts generated in aquatic systems.

Keywords: watershed, nutrients inputs, modeling.

1. INTRODUCCIÓN.

1.1. Introducción general.

Los aportes de materiales y nutrientes desde una cuenca hidrográfica hacia un sistema acuático se encuentran en función de las características físicas de la cuenca y de la cobertura y usos del suelo (Carpenter et al. 1998; Holloway et al. 1998, Xie et al. 2005). Excesivos aportes de nutrientes a cuerpos de agua procedentes de fuentes puntuales, principalmente actividad industrial y saneamiento urbano; de fuentes no puntuales como ser usos agrícolas, pecuarios, forestales, silvo-pastoriles, escurrimiento urbano (Sharpley et al. 1994, Carpenter et al. 1998), deposición atmosférica (Chapin et al. 2002), aportes del lecho del curso fluvial (Jarvie et al. 2002) y de los sistemas riparios asociados al curso fluvial (Simon et al. 1996, Zaimes et al. 2008) se han convertido en un problema que afecta a diversas regiones del mundo (Hosper 1997). Estos aportes pueden generar procesos de eutrofización, comprometer la calidad de agua, el suministro de agua potable, afectar a la salud humana y provocar pérdida de hábitats naturales y biodiversidad (Leonard et al. 1979, Brookes et al. 1997, Karr & Chu 2000, Olli et al. 2009, Jeppensen et al. 2010).

Los aportes de nutrientes presentan comportamientos diferenciales espacialmente (Carpenter et al. 1998, Hunt et al. 2005, Debels et al. 2005, Tao et al. 2008) dependiendo de las características geomorfológicas, edáficas, hidrológicas y climáticas-meteorológicas de la cuenca (variables estructurales), y de los usos, coberturas, erosión del suelo y de las márgenes del curso fluvial (variables de uso). Las variables estructurales reúnen las principales variables que actúan en la dinámica del paisaje a escala cuenca (Cassetti 1994), mientras que las variables de uso dependen de una decisión de apropiación y utilización del territorio (a diferencia del primer conjunto, su nivel de intensidad como de localización en el sistema cuenca puede ser planificada y ordenada).

La intensidad en el uso del suelo afecta la exportación de nutrientes desde la cuenca hacia los sistemas acuáticos siendo los usos del suelo de mayor intensidad en la utilización de insumos los que generan los mayores volúmenes de exportación. En este sentido la exportación de nutrientes desde ambientes no agrícolas es menor al de las zonas agrícolas, urbanas e industriales (Cooke y Prepas 1998, EPA 2002). A su vez las zonas agrícolas intensivas (hortícola, frutícola, cerealera, forrajera, etc.) presentan coeficientes de exportación de nutrientes superiores a los de las zonas semi-intensivas y extensivas (pastizales, agricultura extensiva, etc.) (Rast y Lee 1978; Mitchell y Trew 1992; Timmons y Holt 1997; Mcfarland y Hauck 2001; EPA 2002).

Además adquieren relevancia las etapas productivas, el manejo de la producción, el tipo y calendario de aplicación de fertilizantes, debido a las diferencias existentes en volúmenes y formas de aplicación según cultivo e intensidad de uso (Beauchemin et al. 1998, Shigaki et al. 2007).

Estas características determinan que la comprensión de los fenómenos de aportes no puntuales de nutrientes sea muy compleja (Carpenter et al. 1998) e incluso muy difícil de determinar con exactitud (Zhang & Wang 2002). La variabilidad climática anual de las precipitaciones y de los aportes de nutrientes también son una forzante fundamental del sistema, determinando que las concentraciones de nutrientes, y su potencial impacto, estén en función de la época del año (Jarvie et al 2002). Esto genera que el transporte de nutrientes hacia sistemas lóticos y lénticos se realice mediante "pulsos" discontinuos en intensidad, duración y diferenciados espacial y temporalmente.

Si bien en determinadas cuencas hidrográficas los impactos generados por los aportes de nutrientes desde fuentes no puntuales pueden ser despreciables frente a los impactos de los aportes desde fuentes puntuales, en cuencas con áreas significativas de uso agrícola los impactos generados por aportes no puntuales pueden ser mayores (EPA 2000, EPA 2004).

Dentro de los aportes se destacan los macronutrientes nitrógeno y fósforo, los que presentan marcadas diferencias en sus ciclos biogeoquímicos, y por tanto en sus fuentes y movilidad (Chapin et al. 2002, Alan y Castillo 2007), y que comparten la característica de ser los principales limitantes de la producción biológica en sistemas terrestres y acuáticos (Elser et al. 2007). Por este motivo, la movilidad de nitrógeno y fósforo en exceso hacia sistemas acuáticos pueden generar impactos en la calidad del agua y desencadenar procesos de eutrofización (Vitousek et al. 1997, Brookes et al. 1997, Jarvie et al. 2008). Los procesos desarrollados y los impactos generados por excesivos aportes de nutrientes presentan notorias diferencias entre sistemas lóticos y lénticos debido a las diferencias de estructura y funcionamiento de estos ecosistemas (Allan y Castillo 2007).

La intensificación y expansión de las prácticas agrícolas han generado diversos impactos ambientales a escala local, nacional y regional (Matson et al. 1997), limitando la generación de procesos, funciones y servicios ecosistémicos (Heal & Small 2001). Dentro de estos se destacan los procesos de retención de nutrientes (Constanza et al. 1997, de Groot et al. 2002, Rótolo & Francis 2008), y su vinculación con el estado de los sistemas acuáticos (Brookes et al. 1997).

El uso intensivo del suelo rural y la creciente utilización de fertilizantes agrícolas genera acumulaciones de nutrientes en la superficie del suelo (Cassol et al. 2002), potencialmente drenados por escurrimiento (Leonard et al. 1979, Howarth et al. 1996, Kimmell et al. 2001). El riesgo potencial que se produce a partir de esta situación ha llevado a un interés creciente en la generación de conocimientos para la evaluación de los impactos ambientales (Ares et al. 2001).

La problemática asociada al aumento de la concentración de nutrientes en cuerpos de agua tiende a profundizarse de forma directa o indirecta debido, entre otros aspectos, al cambio global, producto de las alteraciones en las temperaturas, en las precipitaciones y en las prácticas agrícolas (Jeppesen et al. 2010). En el mismo sentido la existencia de mecanismos

de retroalimentación positiva entre eutrofización y cambio climático, determinan la intensificación de los impactos generados en los sistemas acuáticos (Moss et al. 2011).

La intensificación agrícola, los cambios en las fechas de siembra y cosecha, y las estrategias de fertilización se verán alteradas en un escenario de aumento de las temperaturas, de precipitaciones y de concentración de CO₂ (Olesen et al. 2007). El cambio climático podría generar también alteraciones en los flujos de base de los cursos desencadenando situaciones de alto riesgo de eutrofización, principalmente en meses de verano, debido a la reducción en la capacidad de dilución (Neal et al. 2005), incluso en zonas donde las precipitaciones se han incrementado pero ha disminuido su frecuencia. Asimismo es esperable que estos cambios generen alteraciones en los ciclos del nitrógeno (Jeppesen et al. 2011) y del fósforo (Jeppesen et al. 2009), que profundicen la problemática.

Las concentraciones de nutrientes transportadas desde la cuenca de drenaje se encuentran reguladas en primera instancia por procesos ocurridos en el suelo y su cobertura, en la zona ripiara (Mayer et al. 2007) y posteriormente por procesos que ocurren al interior del curso (Follet 2008, Olli et al. 2009). De esta manera es que las concentraciones registradas en agua no presentan necesariamente una relación lineal con las concentraciones de nutrientes exportados desde la cuenca. Las zonas ripiaras presentan entre otras funciones, la retención de nutrientes (Lowrance et al. 1997; Mayer et al. 2007) y contaminantes (Vidon et al. 2010) provenientes desde zonas altas de paisaje, contribuyen a mitigar procesos erosivos en suelos (Castelle et al. 1994), estabilizan los márgenes del curso (Naiman et al. 2005), y permiten el almacenaje y reciclaje de materia orgánica (Barling y Moore 1994). A su vez, la disponibilidad de nitrógeno y fósforo en la zona ripiara varía espacial y temporalmente, dependiendo de las condiciones ambientales de la zona (Vidon et al. 2010).

Por otra parte, la disponibilidad de nitrógeno y fósforo se encuentra asociada a los procesos que se desarrollan al interior del curso, los cuales a su vez son diferenciales y están influenciados por las características físicas, químicas y biológicas del curso hídrico y las condiciones ambientales de su entorno. A su vez, estas relaciones e interacciones son diferentes para el nitrógeno y el fósforo (Correl 1998, Allan y Castillo 2007).

1.2. Sistemas lóticos. Estimación de aportes de nutrientes.

La estimación de la carga de nutrientes, aportada a los sistemas acuáticos desde sus cuencas, es fundamental para la planificación y gestión ambiental (Zhang y Jørgensen 2005). En este sentido conocer las interrelaciones existentes entre aportes, liberación, transporte y transformación y los procesos que se desarrollan al interior del curso hídrico, permitirá avanzar en la modelización de la movilidad de nutrientes a nivel de cuencas hidrográficas, y de esta manera explicar variaciones de su concentración en sistemas lóticos.

La complejidad y la importancia de las temáticas vinculadas a la calidad de aguas y a los procesos de eutrofización, han permitido el desarrollo de numerosas investigaciones que

permitieron avanzar en el conocimiento del ciclo del fósforo y del nitrógeno. Estos estudios se han desarrollado tanto para avanzar en las estimaciones de los balances de entradas y salidas del sistema, para analizar las exportaciones, los procesos de movilización, la llegada a los cuerpos de agua, el desencadenamiento de procesos de eutrofización en sistemas acuáticos y finalmente el estudio de los impactos primarios y secundarios generados a partir de aportes excesivos de nutrientes (Vitousek et al. 1997, Brönmark & Hansson 2005).

Otra particularidad de estos estudios es su gran variedad de escalas en los abordajes, realizando análisis a escala predial, analizando el comportamiento en un determinado tipo de suelo (Bertol et al. 2010), así como también de microcuencas y cuencas de orden nacional, regional y continental (Collovari et al. 2005, WRI 2006, Han et al. 2010). Esto se encuentra asociado a que los procesos de movilidad y retención de nutrientes, vinculados al uso y cobertura del suelo, la calidad de agua y el estado de integridad de los sistemas acuáticos, integran numerosas escalas de análisis. Lazzaroto (2004) resalta que los estudios de calidad de agua y eutrofización han sido abordados mayoritariamente a escala de predio, y destaca la necesidad de avanzar hacia estudios a nivel de cuenca hidrográfica. Desde una óptica similar, Harris (2001) plantea la necesidad de adoptar un enfoque integral del paisaje para la comprensión y la gestión de los recursos hídricos, entendiéndolo que la recuperación de la calidad del agua depende en parte de la recuperación del suelo y de sus funciones ecológicas.

En lo que refiere a herramientas de cuantificación de nutrientes y su movilidad, la estimación y aplicación de coeficientes de exportación se ha presentado como una herramienta de gran utilidad. Numerosas aproximaciones se han realizado con el objetivo de avanzar en la precisión de estos coeficientes (Lin 2004). No obstante, estimar la carga total de nutrientes basado en los coeficientes de exportación, ha resultado una estimación bruta de la oferta potencial de nutrientes a las aguas superficiales (May et al. 2001). Lin (2004) plantea que la conveniencia de la aplicación de coeficientes, a escala regional, resulta muy útil si el estudio presenta una finalidad comparativa. Asume finalmente que si son necesarias estimaciones exactas de contaminantes, se deberán generar coeficientes locales propios.

La creciente incidencia de los impactos generados por excesivos aportes externos de nutrientes y su vinculación con los usos del suelo y las variables estructurales de la cuenca, ha incentivado y determinado el desarrollo de modelos que intentan explicar y predecir la distribución de nutrientes y contaminantes en cuencas hidrográficas (Zhang y Jørgensen 2005, EPA 2009).

Se destacan también los modelos que son generados a partir de modelos de escurrimiento y erosión de suelos, principalmente a partir del modelo de Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE - Universal Soil Loss Equation) (Wischmeier & Smith 1978) y el modelo del Proyecto de Predicción de Erosión Hídrica (WEPP - Water Erosion Prediction Project) (Nearing et al., 1989; Flanagan & Nearing, 1995). Este tipo de modelos han presentado claras diferencias en sus escalas espaciales y por ende, en el nivel de detalle alcanzado. Asimismo

han presentado diferentes limitaciones, demandas de datos y abordajes de parámetros (Zhang y Jørgensen 2005).

Con el desarrollo en los conocimientos en Geotecnologías en las últimas décadas, Sistema de Información Geográfica (SIG) y teledetección, y el uso masivo de estas técnicas y herramientas, los modelos han incorporado a su análisis el componente espacial, logrando sistematizar eficaz y eficientemente datos espaciales.

Dentro de éstos se destaca el modelo realizado por Evans et al. (2002), elaborado a partir del Generalized Watershed Loading Function (GWLFL) de Haith & Shoemaker (1987) y el desarrollado por Di Luzio (2001) a partir del modelo SWAT (Arnold et al. 1998). A diferentes escalas se han desarrollado otros modelos de importancia, como el desarrollado por el World Resource Intitute en 2006 a escala regional–continental; el desarrollado por Xie et al. (2005) a escala de cuenca; los aportes de Zhang & Jørgensen (2005) quienes desarrollan el software PAMOLARE para estimar la carga de nutrientes y materia orgánica de las fuentes puntuales y difusas a escala de cuenca; y los aportes de Tao et al. (2008), Kronvang et al. (2005, 2009), entre otros.

1.3. Justificación

En el año 2008 la Intendencia Municipal de Canelones (IMC) comenzó a implementar el Plan Estratégico Departamental de Calidad de Agua (PEDCA) a los efectos de generar un diagnóstico del estado de la calidad ambiental de los sistemas acuáticos superficiales del departamento, de forma de contar con herramientas para la gestión ambiental y para el desarrollo de políticas de ordenamiento territorial (IMC 2008). La primera etapa del Plan tuvo entre sus objetivos la generación de una línea de base sobre calidad/estado de los sistemas acuáticos dulceacuícolas canarios (Goyenola et al. 2011).

El esfuerzo realizado por la IMC generó, entre otros productos, un análisis detallado de la calidad de agua en 150 puntos de muestreo, analizando sistemas lóticos y lénticos, en los períodos invierno-primavera de 2008 y verano-otoño de 2009. En este estudio se evidenció la problemática asociada a las concentraciones de nitrógeno y fósforo en los cursos hídricos del departamento de Canelones (Goyenola et al. 2011). Asimismo el monitoreo realizado dio cuenta del estado de situación (salud e integridad) de las microcuencas hidrográficas del departamento, demandando un análisis territorial que permita comprender la incidencia de los usos del suelo, de las características estructurales de las microcuencas del departamento y de los procesos de retención de nutrientes, sobre la calidad de agua.

En este contexto se enmarca el presente trabajo, el cual pretende apoyar la gestión de los recursos hídricos mediante la contribución al conocimiento de las interrelaciones entre las variables estructurales y las variables de uso en la cuenca, y la vinculación de éstas con la movilidad de los nutrientes a escala de cuenca hidrográfica.

1.4. Objetivos

a. Objetivo general:

El objetivo general de este trabajo fue analizar y modelar la variación espacial de la concentración de nitrógeno total y fósforo total, en sistemas lóticos del departamento de Canelones, en función de los factores que determinan la dinámica del paisaje y el uso del suelo.

b. Objetivos específicos

- i. Integrar y jerarquizar la incidencia de las variables estructurales y de uso de la cuenca hidrográfica sobre la concentración de nitrógeno total y fósforo total de los sistemas lóticos del departamento de Canelones.
- ii. Estimar y analizar la contribución diferencial de los aportes de nitrógeno y fósforo por fuentes puntuales y difusas para cuencas hidrográficas de Canelones.
- iii. Evaluar la incidencia del estado de erosión de los suelos del departamento de Canelones, en los aportes de nitrógeno y fósforo hacia sistema lóticos.

1.5. Hipótesis y predicciones.

a. Hipótesis:

- i. Las variables de uso explican mayoritariamente la distribución espacial y temporal de la concentración de nitrógeno total y fósforo total en los sistemas lóticos de Canelones.
- ii. El uso agrícola intensivo del suelo es el principal factor que explica los incrementos en las concentraciones de nitrógeno total y fósforo total en los sistemas lóticos de Canelones desde fuentes difusas.
- iii. La erosión de suelos es el proceso que genera los mayores aportes de nitrógeno y fósforo a los sistemas lóticos de Canelones, desde fuentes difusas.

b. Predicciones:

- i. El rol de las variables estructurales será menor en microcuencas con usos del suelo urbano y/o industrial que en cuencas con uso agrícola-pastoril.
- ii. Las mayores concentraciones de nitrógeno total y fósforo total en sistemas lóticos de Canelones se presentarán en microcuencas con usos del suelo de mayor intensidad agrícola, lo que permitirá ordenarlas de forma decreciente de concentraciones de acuerdo a los siguientes usos: uso mayoritariamente hortifrutícola, seguido de usos cerealeros y praderas mejoradas, cultivos forestales, praderas y rastrojos antiguos, matorrales, monte fluvial y humedales.
- iii. Mayores concentraciones de nitrógeno total y fósforo total ocurren en microcuencas con suelos que presenten fases erosivas activas, y menores concentraciones en microcuencas con suelos no erosionados, con erosión incipiente y/o con erosión muy severa.

2. METODOLOGÍA.

2.1. Área de Estudio

El área de estudio se localiza en la región sur-centro de Uruguay, presenta una superficie de 349.000 hectáreas y se extiende principalmente en el departamento de Canelones (98%) y en menor medida en el departamento de Lavalleja (2%) (Fig. 2.1).

La superficie comprendida en el departamento de Canelones presenta una población urbana de 250.000 habitantes y sus principales localidades son: Las Piedras (69.222 habitantes), Pando (24.000 habitantes), La Paz (19.832 habitantes) y Canelones (19.631 habitantes) (INE 2004). La población rural de la zona es aproximadamente de 38.000 habitantes (INE 2004). La superficie comprendida en el departamento de Lavalleja (6.980 hectáreas), correspondiente a la cuenca del Arroyo Vejigas (Fig. 2.1), presenta una población aproximada de 500 habitantes, en su totalidad población rural (INE 2004).

La mayoría de las localidades urbanas no presentan una red de saneamiento tradicional, y solamente el 16% de los hogares del departamento realizan la evacuación del servicio sanitario a través de la red general (MVOTMA 2009).

El área de estudio presenta una red de drenaje densa (SGM 1987), con cursos y cuencas de gran importancia estratégica y productiva, como ser las cuencas de los arroyos Carrasco, Pando, Solís Chico, Canelón Grande y Canelón Chico entre otros, drenando todos estos cursos sus aguas finalmente hacia el Río de la Plata.

Las precipitaciones acumuladas anuales de la última década superan los 1100 mm (MDN 2010), presentando máximos en los meses de abril y mayo, y mínimos en noviembre y diciembre. La temperatura media anual es de 16,4 °C, con máximas en diciembre y enero, y mínimas en junio y julio. Esto genera estaciones claramente diferenciadas, las cuales repercuten en el comportamiento y en el balance hídrico de los suelos (Ceroni y Achkar 2010).

Los suelos dominantes son del orden Melánicos, Brunosoles y Vertisoles (MGAP 1994). Estos suelos se caracterizan por un alto contenido de materia orgánica, alta fertilidad y predominancia de sedimentos limosos y arcillosos (MGAP 1976). El 65% de la superficie total presenta aptitud Agrícola o Agrícola Pastoril y el 25% presenta aptitud Pastoril (Cayssials y Álvarez 1983). El relieve predominante es de lomadas con pendientes menores al 6% y el drenaje es imperfecto y moderado (MGAP 1994).

La historia productiva del departamento ha estado caracterizada por la alternancia de diferentes usos agrícolas y pecuarios. Inicialmente presentó un uso mayoritariamente agrícola, con predominancia de cultivos cerealeros (Achkar et al. 1999) y posteriormente en la década de 1940 una fracción importante de estos cultivos es sustituida por cultivos hortícolas y por cultivos de remolacha azucarera (Sosa & Troncoso 1982). Los usos ganaderos y lecheros también representaron un porcentaje importante del total de la

superficie. La intensidad en el uso del suelo y prácticas de manejo predial inadecuadas determinaron altos niveles de erosión de suelos (MGAP 1981).

Finalizando la década de 1970 la producción agrícola empieza a ceder lugar a producciones de menor intensidad en la utilización de insumos y recursos como ser la lechería y la ganadería, usos mayoritarios en superficie actualmente en el departamento. No obstante, Canelones presenta una importante superficie de uso del suelo intensivo, dado principalmente por vitivinicultura y hortifructicultura (MGAP 2009).

La distribución espacial de la matriz de suelos (MGAP 1994), del uso rural del suelo (MGAP 2003), de las actividades económicas (MVOTMA 2011) y de la población urbana y rural (INE 2004), determina marcadas diferencias territoriales en la región.

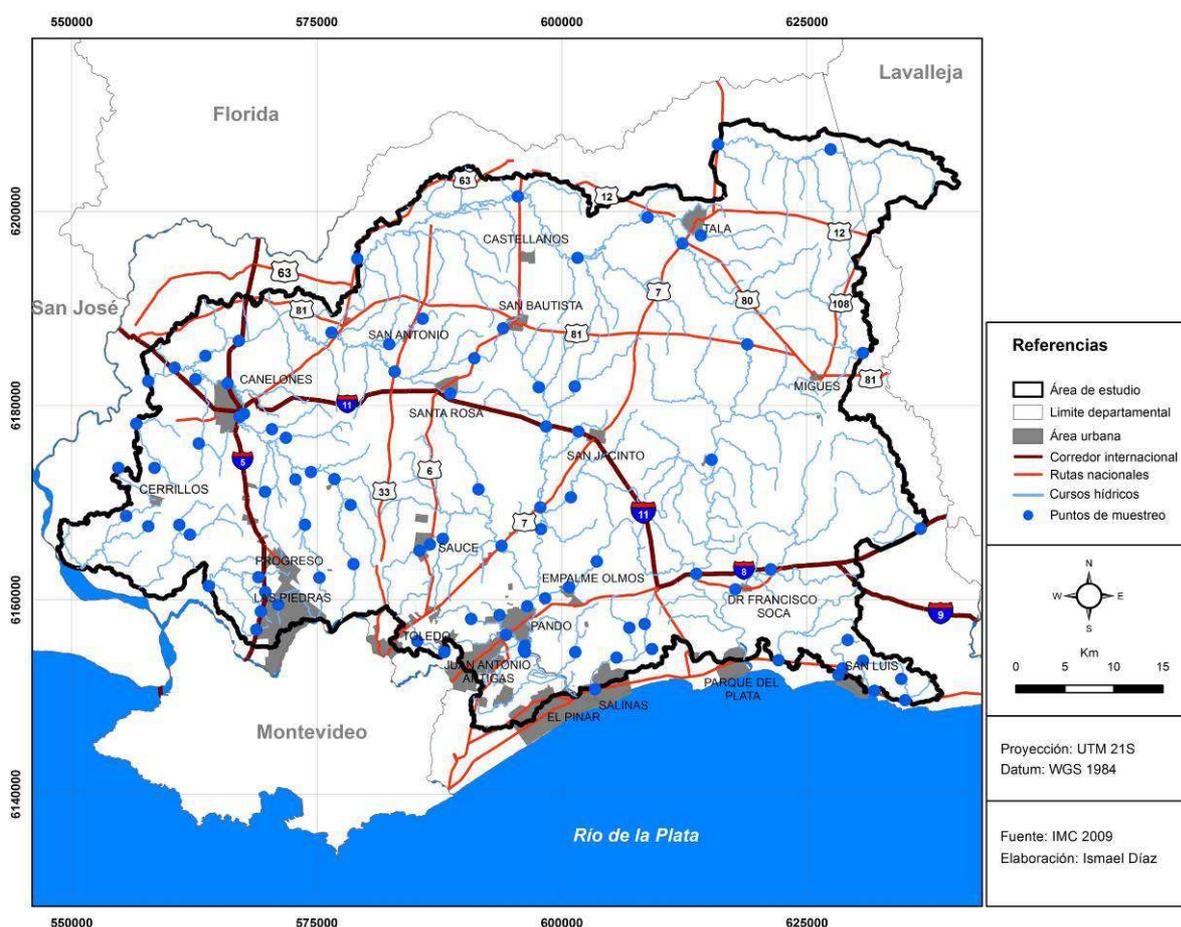


Figura 2.1. Área de estudio y localización de los puntos de muestreo de calidad de agua.

2.2. Elaboración y validación del modelo.

A partir de aportes teóricos y metodológicos de modelos espaciales precedentes, se procedió a la elaboración de un modelo espacial matemático-conceptual. En primera instancia se elaboró un modelo conceptual a los efectos de conocer la incidencia y comportamiento de las variables componentes del sistema. Posteriormente, el modelo generado se integró a un modelo matemático que permitió conocer relaciones entre variables y entre éstas y los valores de salida del modelo (concentraciones de nitrógeno total -NT- y fósforo total -PT-).

Se definió como unidad analítica la cuenca hidrográfica de cada punto de muestreo a los efectos de evaluar la vinculación entre las características estructurales y los usos y coberturas del suelo de estas unidades, con los resultados provenientes de los análisis de NT y PT en agua (Goyenola et al. 2011). En la Figura 2.2 se presenta el esquema conceptual metodológico para el desarrollo del modelo espacial.

El modelo se elaboró mediante la integración de 3 etapas sucesivas:

1. Análisis teórico del comportamiento de los procesos asociados a la dinámica del agua (principalmente escurrimiento e infiltración), y procesos de retención y movilización de nutrientes. Se consideraron las variables que influyen/determinan la presencia y movilización de NT y PT, y los datos del monitoreo de calidad de agua y concentración de nutrientes relevados por IMC en 2008-2009 en el marco del PEDCA (Goyenola et al. 2011). Para esto se analizaron 3 conjuntos de variables: Variables estructurales, variables de uso y variables de calidad de agua (dependientes o explicadas).
2. Sistematización, evaluación, espacialización e integración de las variables identificadas en el punto anterior. De esta manera se dispuso de 92 puntos de monitoreo georreferenciados para el período invierno-primavera y 87 para el período verano-otoño, y se trabajó con sus respectivas microcuencas. Éstas fueron delimitadas mediante la elaboración de un Modelo Digital de Superficie (MDS) (NASA ASTER 2006). Las variables analizadas se vincularon mediante sus atributos espaciales, lo cual fue posible mediante el desarrollo y utilización de un SIG que permitió la sistematización, procesamiento y análisis de la información. La herramienta SIG se ha posicionado como tecnología básica, imprescindible y poderosa para capturar, almacenar, manipular, analizar, modelar y presentar datos espacialmente referenciados (Moreno 2007). El SIG se desarrolló utilizando el Software ArcGis 10 (ESRI 2010). La sistematización y análisis en ambiente SIG permitió realizar correcciones y ajustes de escala, solucionando de esta manera las diferencias en las escalas espaciales en las cuales se presentaron las diferentes variables.

3. Análisis de las relaciones existentes entre las variables identificadas y los datos del monitoreo de concentraciones de NT y PT en sistema lóticos. Los análisis incluyeron técnicas de estadística univariada y multivariada, y finalmente la modelación se realizó con técnicas que pertenecen al campo del aprendizaje automático.

A continuación se presenta de forma detallada el desarrollo metodológico de las etapas de:

- Adquisición de información de parámetros de calidad de agua.
- Análisis y evaluación de las variables componentes del modelo.
- Análisis de datos y validación del modelo.

a. Adquisición de información de calidad de agua.

Se trabajó con datos de calidad de agua relevados por el PEDCA (Goyenola et al. 2011), en muestreos realizados en invierno y primavera de 2008 (período invierno-primavera) y en verano y otoño de 2009 (período verano-otoño). El monitoreo realizado en 2008 se realizó entre los días 3/9 y 11/10, y en 2009 entre los días 12/02 y el 2/04.

La selección de los sitios de muestreo se realizó considerando los siguientes criterios generales: cubrir las principales cuencas hidrográficas; seleccionar sistemas de interés social/comunitario; seleccionar sistemas o sectores con relevancia ambiental; considerar regiones con usos más exigentes del recurso; seleccionar sitios analizados en estudios previos; seleccionar microcuencas pareadas; accesibilidad; ubicación de fuentes puntuales y afluentes, entre otros.

Las determinaciones fisicoquímicas fueron realizadas subsuperficialmente por triplicado (centro del cauce y ambas márgenes) durante la mañana o las primeras horas de la tarde.

Las variables relevadas *in situ* fueron: oxígeno disuelto (OD), conductividad (K), pH y transparencia del agua (Minidisco de Secchi), y las determinadas *ex situ* fueron: nitrógeno total (NT), fósforo total (PT), cociente NT/PT, sólidos totales en suspensión (STS), materia orgánica en suspensión (MOS) y alcalinidad (Goyenola et al. 2011).

Los análisis de NT y PT fueron realizados de acuerdo al método de Valderrama (1981), integrando las tres réplicas de cada sitio.

En el muestreo realizado por el PEDCA no se midieron caudales.

b. Análisis y evaluación de las variables estructurales y de uso de la cuenca.

Variables estructurales de la cuenca:

En este grupo se incluyeron: precipitaciones, contenido de agua en el suelo, propiedades físicas de los suelos, propiedades químicas de los suelos, morfología y morfometría de las cuencas hidrográficas, topografía, y litología, de acuerdo al siguiente detalle:

Precipitaciones: se utilizaron datos pluviométricos de la DNM (MDN 2010). La continuidad espacial del comportamiento de esta variable se estimó utilizando el método de interpolación espacial Kriging (Journel & Huijbregts, 1978, Isaaks & Srivastava, 1989, Webster & Oliver, 2001), a través del software Arc Gis 10 (ESRI 2010). Se trabajó con datos de los días que registraron precipitaciones para once estaciones pluviométricas que se encuentran en la zona de estudio o que por su cercanía aportaron información confiable. Se estimaron los valores acumulados para tres cortes temporales, 7, 30 y 60 días anteriores a la fecha de muestreo de cada monitoreo. Estos períodos fueron definidos respectivamente de acuerdo a: el promedio del tiempo de concentración de las microcuencas seleccionadas (Kirpich 1940, Sheridan 1994), el período mayoritariamente utilizado en los antecedentes consultados, y a los efectos de considerar un período mayor que contemple procesos que se puedan desarrollar en un escenario de precipitaciones muy inferiores a la media.

Contenido de agua en el suelo: se utilizó el Índice de Bienestar Hídrico (IBH) (INIA 2011). La información correspondió al promedio mensual de los meses setiembre y octubre de 2008; y febrero y marzo de 2009.

Propiedades físicas de los suelos: se analizó profundidad y textura de los suelos. Los suelos fueron clasificados de acuerdo a las 9 combinaciones posibles entre las 3 categorías de profundidad (profundos, medios y superficiales) y las 3 categorías de textura (pesados, medios y livianos). Se trabajó con información generada por Panario et al. (2011) a partir de información CONEAT y de la Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay 1:1M (CRSU) (MGAP 1976).

Propiedades químicas de los suelos: se trabajó con dos parámetros, pH y contenido de materia orgánica del suelo (CMOS). El pH del suelo se analizó mediante información generada por Panario et al. (2011) a partir de información CONEAT y de la CRSU (MGAP 1976) y se clasificó en suelos muy ácidos, neutros, alcalinos y salinos. El contenido de materia orgánica de los suelos se trabajó a partir de información generada por Molfino (2010) en base a información de unidades CONEAT y de la CRSU. Esta información fue ajustada a partir de la utilización de un mosaico de imágenes satelitales CBRES pancromáticas, resolución geométrica 2.5 metros, que cubrió toda el área de estudio. Esto permitió identificar zonas de erosión muy severa (con ausencia de horizontes superficiales), y zonas degradadas que evidenciaban procesos de pérdida de materia orgánica. Los suelos fueron clasificados según su contenido de materia orgánica en muy alto, alto, medio y bajo.

Morfología y Morfometría de las cuencas: se identificaron los parámetros que determinan el comportamiento energético-hidrológico de las cuencas hidrográficas. De esta manera se analizó: superficie de la cuenca, coeficiente de circularidad (Stepinski & Stepinski 2005), densidad de la red de drenaje (Horton 1945, Della Seta et al. 2007), orden del curso principal (Strahler 1986) y coeficiente de elongación (Shumm 1956). Los análisis se realizaron utilizando el SIG desarrollado.

Topografía: se analizó a partir de la elaboración de un MDS de resolución 30x30 metros del satélite NASA ASTER (2006) que permitió la generación de una carta de pendientes. La zona de estudio se subdividió en 5 categorías: pendientes de 0%, entre 1 y 3%, entre 3 y 5%, entre 5 y 8% y mayores a 8%.

Litología: se trabajó con los parámetros vinculados al aporte de PT que potencialmente genera cada formación y con la contribución al drenaje profundo que realiza cada formación. Se analizó información de la Carta Geológica de Canelones (Spoturno et al. 2004) a escala 1:100.000 y se categorizó cualitativamente a cada unidad según el aporte potencial de PT en: nulo-muy bajo, bajo, medio y alto. De igual manera se categorizó cualitativamente según su contribución al drenaje profundo en: nulo-bajo, medio, alto y muy alto.

Variables de uso de la cuenca:

Dentro de este grupo se analizó: uso y cobertura del suelo, demografía urbana y rural, aportes de fuentes puntuales, estado de erosión-degradación de los suelos, estado de conservación de zonas riparias y número de vacunos, de acuerdo al siguiente detalle:

Uso del suelo: La zona de estudio se clasificó en 9 clases de acuerdo al comportamiento diferencial de cada clase en cuanto a potenciales aportes de NT y PT. Las 13 clases fueron: área urbana, industrial, hortifrutícola, cultivos (cerealero y praderas mejoradas), praderas y rastrojos antiguos, cultivos forestales, monte natural, matorral, humedales, cuerpos de agua, dunas y arenas y suelo desnudo de uso hortifrutícola y de cultivos.

Se utilizaron inicialmente para el período invierno-primavera dos imágenes del Satélite CBERS 2B, fecha 25/10/2008 y 27/11/2008, de resolución espacial 20x20 metros y posteriormente la clasificación obtenida se chequeó y corrigió utilizando dos imágenes de iguales características de fecha 10/08/2008 y 13/08/2008. Para el período verano-otoño se utilizó inicialmente una imagen del Satélite Landsat 5TM, fecha 06/02/2009, resolución espacial 30x30 metros y posteriormente, la clasificación obtenida se chequeó y corrigió utilizando una imagen de iguales características (fecha 05/01/2009).

La corrección geométrica de las imágenes se resolvió en el proceso de georreferenciación de las imágenes en el sistema Universal Transversal Mecartor - 21 S (UTM 21S), que constituye el sistema de proyecciones de base del SIG elaborado.

La clasificación de usos y coberturas del suelo se realizó mediante técnicas de teledetección. En el procesamiento de las imágenes se integraron clasificaciones basadas en objetos y regiones, como ser segmentación de imágenes, y clasificaciones automáticas basadas en celdas individuales, como ser clasificaciones supervisadas y no supervisadas (Jensen 2007, Chuvieco 2008).

Los productos generados (cartografía de usos y coberturas del suelo para los años 2008 y 2009) fueron corregidos y verificados con actividades en terreno. Las imágenes satelitales fueron obtenidas gratuitamente del sitio web del Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE 2010) de Brasil y el procesamiento de éstas se realizó utilizando el software ENVI 4.7 (ITT Visual Information Solution 2009).

Estado erosión-degradación de los suelos. Se evaluó el estado de erosión-degradación de los suelos del área de estudio clasificando los suelos en 4 clases: nula-baja (sin erosión o con erosión ligera), erosión media (con erosión moderada), erosión alta (con erosión avanzada) y muy alta (con erosión alta y que además presentan cárcavas). Se trabajó con información relevada mediante el procesamiento de imágenes satelitales CBERS 2B sensor HRC (resolución geométrica 2.5 metros) y con imágenes LANDSAT 5TM (ambas de igual fecha a las utilizadas para el relevamiento de usos y cobertura de suelos). Se integraron clasificaciones basadas en objetos y regiones, clasificaciones automáticas basadas en celdas individuales, campañas de terreno para la obtención de muestras de entrenamiento y verificación y validación de la clasificación realizada e información secundaria (MGAP 1981).

Demografía: se trabajó con información demográfica urbana y rural procedente de la Encuesta Continua de Hogares (INE 2004). La unidad mínima de presentación de datos demográficos, no coincidentes con los límites de las cuencas analizadas en esta investigación, determinó la definición de supuestos que permitieran aproximar la cuantificación y espacialización de la población en el área de estudio. En este sentido se asumió una distribución homogénea de la población al interior de cada segmento censal tanto urbano como rural. Esto permitió mediante técnicas de geoprocésamiento aproximar la distribución espacial de la población urbana y rural en el área de estudio, para finalmente estimar los siguientes parámetros: población total, población urbana, población rural, densidad de población total, densidad de población urbana y densidad de población rural.

Aportes de fuentes puntuales: se identificaron y localizaron a partir de datos provenientes de: la Solicitud de Autorización de Desagüe Industrial (SADI) de la Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA-MVOTMA), el Movimiento para la Erradicación de la Vivienda Insalubre Rural (MEVIR) y de Obras Sanitarias del Estado (OSE).

Debido a que la información de desagües industriales en el área de estudio (caudal y tipo) corresponde a declaraciones realizadas por cada empresa al momento de realizar la solicitud, y no se dispone relevamientos sistemáticos realizados DINAMA, únicamente se utilizó como información la generación de una variable categórica que indica presencia/ausencia de industrias con efluentes que contengan nitrógeno y/o fósforo. La información referente a

plantas de tratamiento de OSE no se encuentra disponible, por lo cual se adoptó igual criterio al utilizado para la información de desagües industriales.

La información sobre viviendas MEVIR presentó también importantes limitaciones, estando únicamente disponible información parcial sobre la localización de viviendas. Por este motivo es que la georreferenciación se auxilió de técnicas de sensoramiento remoto y se chequeó en campo. Se utilizó como parámetro el número de viviendas por complejo. Por otro lado, no pudo accederse a información confiable sobre otras posibles descargas puntuales como ser sitios de disposición final de camiones cisterna/barométricos, o sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos en fase de abandono, por lo que los mismos no fueron incluidos en el análisis.

Estado de conservación zonas riparias. Se analizó la situación del entorno de cada punto de muestreo en cuanto a la acción de procesos erosivos en los márgenes fluviales y el estado de conservación de la zona riparia asociada. Se integró información de usos del suelo realizado en estas zonas (Shultz et al. 2004, Zaimes et al. 2008) y se complementó con información relevada en campo. De esta manera es que se generó una clasificación cualitativa categórica que incluye 5 clases:

1. Cursos hídricos que presentan al menos una de estas características: Planicies de inundación de muy poca extensión y con alto nivel de antropización. Planicies de inundación con ausencia total de cobertura vegetal riparia. Presencia de procesos erosivos activos severos en márgenes fluviales.
2. Cursos hídricos que presentan planicies de inundación de extensión media, con nivel de antropización medio a alto, con vegetación riparia escasa y con márgenes fluviales con procesos activos y moderados de erosión.
3. Cursos hídricos con planicies medias a extensas, de pendientes bajas, con vegetación riparia más o menos densa y con márgenes fluviales muy poco o no erosionados.
4. Cursos hídricos con planicies medias a extensas, de pendientes bajas, con vegetación riparia densa y con márgenes fluviales no erosionados.
5. Cursos hídricos con planicies extensas, de pendientes bajas a nulas, con vegetación riparia densa a muy densa y con márgenes fluviales no erosionados.

El concepto de estado de conservación utilizado en el presente estudio, no tiene vínculo con la estructura específica de la comunidad vegetal riparia o la presencia o dominio de especies vegetales invasoras.

Actividad Ganadera: se trabajó con información de número total de vacunos relevado por la División de Contralor de Semovientes (DICOSE) (MGAP 2009b). Al igual que con el conjunto de información demográfica la unidad mínima de presentación de datos no es compatible con los límites naturales definidos en esta investigación (cuena hidrográfica).

Por tal motivo se asumió que el número total de vacunos se distribuye homogéneamente al interior de cada sección policial y posteriormente se ajustó el valor alcanzado utilizando la clasificación de usos del suelo, georreferenciando la distribución de vacunos en usos de las categorías: praderas y rastrojos, praderas mejoradas y cultivos forrajeros. Posteriormente y mediante técnicas de geoprocusamiento se logró aproximar la cuantificación y espacialización del número de vacunos en el área de estudio, para finalmente estimar el parámetro número de vacunos totales.

c. Actividades en campo

Se realizaron 4 campañas en terreno en invierno y primavera de 2011, y verano y otoño de 2012.

1. Campaña de reconocimiento y de toma de muestras para clasificaciones de imágenes satelitales. Mediante un muestreo aleatorio se relevó información de uso y cobertura del suelo, pendientes y erosión de suelo de 200 sitios.
2. Campaña en la cual mediante un muestreo aleatorio según categoría, se chequearon las clasificaciones realizadas. Se relevaron 200 nuevos sitios.
3. Campaña para la obtención de información del estado de conservación de márgenes fluviales y zonas riparias asociadas. En esta actividad se relevó información de los 92 puntos de muestreo de calidad de agua.
4. Campaña donde mediante un muestreo aleatorio se relevó información de 100 sitios referente a uso y cobertura del suelo y erosión de suelo, para la estimación de la certeza de las cartas generadas.

d. Análisis de datos.

La etapa de análisis de datos estuvo compuesta en primera instancia por una fase exploratoria de los parámetros de calidad de agua y de las variables de la cuenca que permitió conocer los principales patrones del sistema de estudio. Posteriormente y debido a la constatación de ausencia de dependencia espacial entre los puntos de muestreo se procedió al análisis espacial y temporal de calidad de agua. Una vez conocidos los principales patrones espacio-temporales se analizaron las relaciones entre los parámetros de calidad de agua y las variables de la cuenca, y a partir de las variables con relaciones significativas con NT y PT se elaboraron los modelos de distribución espacial de nutrientes a escala de cuenca.

i. Análisis exploratorios.

En primera instancia se identificaron los gradientes de mayor relevancia. En este sentido para la exploración de las variables estructurales y de uso de la cuenca se realizaron análisis descriptivos univariados, análisis de correlación de Pearson ($p < 0.05$) y análisis de correlación

no paramétrica de Spearman ($p < 0.05$) (Legendre & Legendre, 1998). Para el estudio de los parámetros de calidad de agua y el análisis de los principales gradientes del sistema de estudio se realizaron análisis descriptivos univariados y análisis de componentes principales (ACP) (Jongman et al. 2007).

ii. Análisis de hipótesis y predicción.

En una segunda instancia se recurrió a análisis de hipótesis y predicción. En esta fase se analizó la variabilidad espacio-temporal de los parámetros de calidad de agua y de parámetros de la cuenca y la capacidad de predicción de las concentraciones de NT y PT a partir de los gradientes identificados en la etapa anterior. Estos análisis involucraron técnicas dentro del campo de la estadística multivariada clásica.

Se analizó en primera instancia la posibilidad de existencia de dependencia espacial entre los puntos de muestreo, para los períodos invierno-primavera y verano-otoño. Se realizó para ambos casos en primer lugar el test de Mantel (Mantel 1967), el cual evalúa la correlación en la distancia entre dos matrices de datos, para las matrices de calidad de agua y usos del suelo. Posteriormente se realizó igual análisis pero adicionando a estas matrices una tercera matriz incluyendo la posición geográfica de los puntos de muestreo (en coordenadas geográficas centesimales). Se utilizó distancia Euclidiana entre las matrices, 10.000 permutaciones y $p < 0.05$. La ausencia de diferencias entre ambas pruebas posibilitó la constatación de ausencia de dependencia espacial entre los puntos de muestreo, lo que posibilitó continuar con los análisis de hipótesis y predicción.

Posteriormente se analizó si el patrón espacial de calidad de agua identificado en el período invierno-primavera se mantenía en el período verano-otoño. Para esto se recurrió nuevamente al test de Mantel (Mantel 1967). Para el análisis de la totalidad de los parámetros de calidad de ambos períodos, se utilizó la distancia Euclidiana entre sus matrices, 10.000 permutaciones y $p < 0.05$

En segundo lugar se analizó el comportamiento temporal de los parámetros de calidad de agua. Para esto se recurrió a análisis de similitud, utilizando el test ANOSIM (10.000 permutaciones, $p < 0.05$). ANOSIM es un test no paramétrico que evalúa la significancia de la diferencia entre los valores de dos o más grupos, mediante la medición de la distancia de los valores de sus matrices (Clarke 1993).

Posteriormente se analizó el comportamiento temporal de cada parámetro de calidad de agua, por separado, entre los dos períodos considerados. En este caso se recurrió al test de medianas de Mann-Whitney U ($p < 0.05$), debido a la ausencia de distribuciones normales y de homogeneidad de varianza en la totalidad de los parámetros analizados.

En tercer lugar, y una vez conocido el comportamiento temporal de las variables, se procedió a analizar el comportamiento espacial. En primera instancia se subdividieron las

microcuencas en base al uso del suelo predominante, obteniendo 3 categorías: microcuencas con uso industrial, microcuencas de uso rural extensivo y microcuencas de uso rural intensivo. Posteriormente se analizó si los parámetros de calidad de agua presentaban diferencias entre los 3 grupos, mediante la aplicación del test ANOSIM (10.000 permutaciones, $p < 0.05$), para el período invierno-primavera y posteriormente para el período verano-otoño. Finalmente se incrementó el nivel de detalle y se analizó si cada parámetro presentaba diferencias según el uso que se desarrollaba en la cuenca. Dado que los parámetros analizados no presentaban distribuciones normales, se recurrió al test de ANOVA no paramétrico Kruskal-Wallis H (Legendre & Legendre 1998).

Finalmente, y con el objetivo de evaluar posibles relaciones entre los parámetros de calidad de agua y variables de uso y estructura de la cuenca, se realizaron análisis de correlación no paramétrica de Spearman ($p < 0.05$) (Legendre & Legendre, 1998).

La totalidad de los análisis presentados anteriormente se realizaron utilizando el software PAST versión 2.12 (Hammer et al. 2011) y las variables fueron estandarizadas de la siguiente manera: $X' = (X - M) / S$, siendo M la media del conjunto y S el desvío estándar.

iii. Elaboración del modelo.

Las correlaciones múltiples presentadas en la etapa anterior permitieron identificar las principales variables que explican la variabilidad en los valores de PT y NT en ambos períodos.

A partir del grupo de variables identificadas para cada nutriente, se procedió a la elaboración de un Modelo Linear Generalizado (GLM) (Nelder & Wedderburn 1972, Crawley 2007), modelo que asume relaciones lineales entre las variables predictoras y la variable respuesta, pero que a diferencia de los Modelos Lineales, no asumen errores homocedásticos y se utilizan para modelar variables de respuesta tanto numéricas como categóricas. En el modelo elaborado NT (o PT) corresponde con la variable dependiente o de respuesta y las variables identificadas en el punto anterior (variables de uso y estructura de la cuenca) son las variables independientes o predictoras.

Adicionalmente se trabajó en la elaboración de un Modelo Aditivo Generalizado (GAM) (Hastie & Tibshirani 1990, Crawley 2007). Los GAM además de presentar las ventajas que presentan los GLM, presentan la posibilidad de trabajar con relaciones no lineales entre la variable de respuesta y las variables predictoras, y brindan la posibilidad de trabajar en el mismo modelo con variables predictoras que presentan diferentes tipo de relación con la variable respuesta (Guisan et al. 2002). Asimismo presentan como potencialidad que no es necesario definir a priori la relación entre las variables predictoras y la variable respuesta (Crawley 2007).

Se desarrolló un modelo para cada período analizado por macronutriente. Esto permitió contemplar el comportamiento diferencial derivado de forzantes con marcada dinámica intra-anual (meteorológicos o de manejo a nivel predial), de los procesos ocurridos a nivel de cuenca hidrográfica, en la zona riparia y al interior del curso hídrico.

A los efectos de considerar la participación diferencial de los procesos, se analizó en primera instancia únicamente los procesos que ocurren en la cuenca alta y media (erosión de suelos, escurrimiento y aportes puntuales). Posteriormente se incluyeron en el análisis los procesos que ocurren en la zona riparia (retención de nutrientes, aportes de materia orgánica y aportes de nutrientes por erosión de márgenes fluviales) y finalmente también los procesos que ocurren al interior del curso hídrico (liberación de fósforo desde los sedimentos y desnitrificación).

La elaboración y aplicación de los modelos GLM y GAM, para NT y PT en los períodos 2008 y 2009, se realizó utilizando el Software R, versión 2.15.1 (2012). En ambos casos se realizó la transformación $\ln(x+1)$.

La elaboración y validación de los modelos GAM se realizó mediante la utilización de la librería "mgcv" (Woods 2011).

iv. Validación del modelo

Posteriormente y a los efectos de estimar el ajuste que presentaban los diferentes modelos elaborados se utilizó el Criterio de Información de Akaike (AIC) (McCullagh y Nelder 1989). Esto permitió definir las variables componentes del modelo a partir del análisis de los valores de AIC encontrados en los modelos elaborados. Cuando las diferencias entre AIC de cada modelo son superiores a 2, el modelo de menor AIC será el que mejor ajuste presenta de acuerdo al número de parámetros que lo componen (Brunham y Andersen 2002).

Adicionalmente para los modelos GAM se recurrió al criterio de Validación Cruzada Generalizada (GCV) (Woods 2004, Crawley 2007), estimador de error de predicción del modelo a partir de nuevos datos. De esta manera se logró ordenar los modelos en función del error que presentará cada uno al predecir las concentraciones de PT y NT con nuevos datos (Woods 2004).

3. RESULTADOS.

3.1. Características geofísicas, usos y coberturas del suelo de las cuencas analizadas.

Se trabajó a escala de microcuenca analizando 92 cuencas hidrográficas que se distribuyen espacialmente por toda el área de estudio. Las microcuencas analizadas presentaron gran diversidad morfológica encontrándose desde cuencas con superficies de 214 hectáreas con cursos de primer orden, hasta cuencas de 76.000 hectáreas con cursos de orden 6. A su vez presentaron importantes diferencias en su morfología y por tanto en su comportamiento energético, con coeficientes de circularidad que varían entre 0.25 a 0.68, y coeficientes de elongación con valores entre 0.41 y 1.78. También se registraron importantes diferencias en la densidad de la red de drenaje, con valores entre 7.4 m/ha y 23.2 m/ha.

a. Variables meteorológicas.

Las precipitaciones fueron estadísticamente superiores a finales del período estival de 2009 que a finales del período invernal de 2008, para las 3 ventanas temporales consideradas (Tabla 3.1), 7 días ($U=1670$, $p<0.001$), 30 días ($U=0$, $p<0.001$), y 60 días ($U=1837$, $p<0.001$). La variabilidad de las precipitaciones a nivel espacial y las diferencias en los días de muestreo determinó precipitaciones acumuladas con importantes diferencias entre las microcuencas. Las temperaturas medias del aire para el invierno 2008 fueron de 11.3°C y para el verano 2009 fue 21°C (INIA 2011). La evapotranspiración media diaria (Penman) para el período de estudio fue 2.4 mm y 3.5 mm para 2008 y 2009 respectivamente (INIA 2011). En resumen, los períodos estudiados presentaron importantes diferencias en el balance hídrico (Fig. 3.1) y en la disponibilidad de agua del suelo (INIA 2011), generando importantes diferencias en los caudales de los cursos hídricos, mayores en invierno que en el verano (Goyenola et al. 2011). Los bajos caudales del verano 2009 determinaron la ausencia de agua en varios de los cursos de menor orden entre los puntos de muestreo del sistema.

Tabla 3.1. Valor mínimo, máximo y mediana de las precipitaciones acumuladas (mm), de 3 cortes temporales (7 , 30 y 60 días) para los períodos invierno-primavera y verano-otoño.

		Mínimo	Máximo	Mediana
invierno primavera	7 días	0,0	33,4	8,5
	30 días	21,2	77,7	57,5
	60 días	91,1	179,6	134,8
verano otoño	7 días	2,6	77,4	29,2
	30 días	89,6	188,7	108,5
	60 días	102,9	267,0	165,1

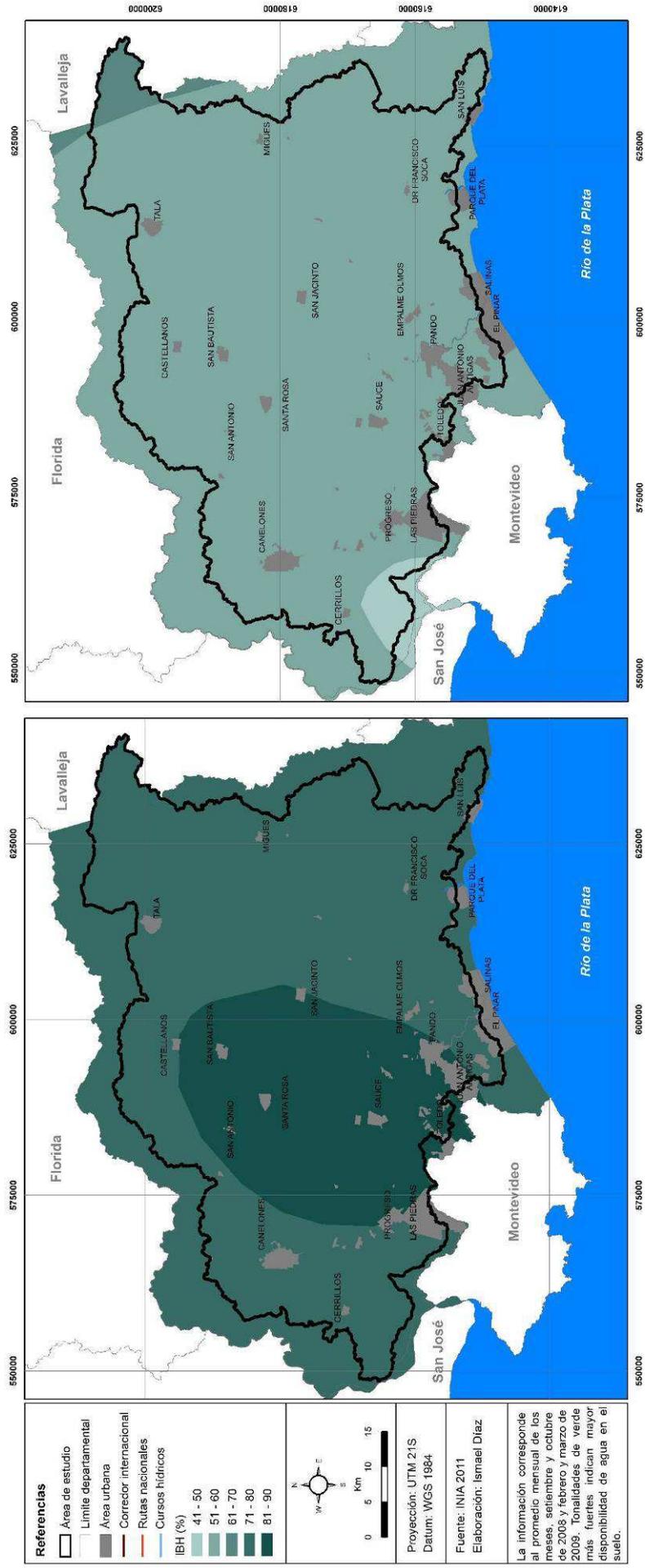


Figura 3.1. Índice de Bienestar Hídrico (IBH) para el departamento de Canelones en los periodos invierno-primavera de 2008 (izquierda) y verano-otoño de 2009 (derecha)

b. Geología

En el área de estudio se reconocen rocas cristalinas de edad paleoproterozoica y materiales de origen volcánico y sedimentario de edades mesozoica y cenozoica (Spoturno et al. 2004).

Pese a las pequeñas dimensiones del área de estudio es posible encontrar un comportamiento diferencial del material litológico con respecto a los aportes de fósforo y también de comportamiento en términos de drenaje del agua.

Si bien los valores encontrados en cuanto al aporte de fósforo son bajos, se ha clasificado la zona en términos relativos para la región de acuerdo a sus aportes potenciales (Fig 3.2).

El 14% del área de estudio presentó aporte nulo, el 21% bajo, el 64% medio y el restante 1% alto. Los mayores aportes se encontraron asociados a la Formación Puerto Gómez y a formaciones de sucesiones volcánicas.

En términos generales las microcuencas ubicadas al oeste del departamento presentaron material litológico que potencialmente aporta más fósforo que los materiales de la zona este.

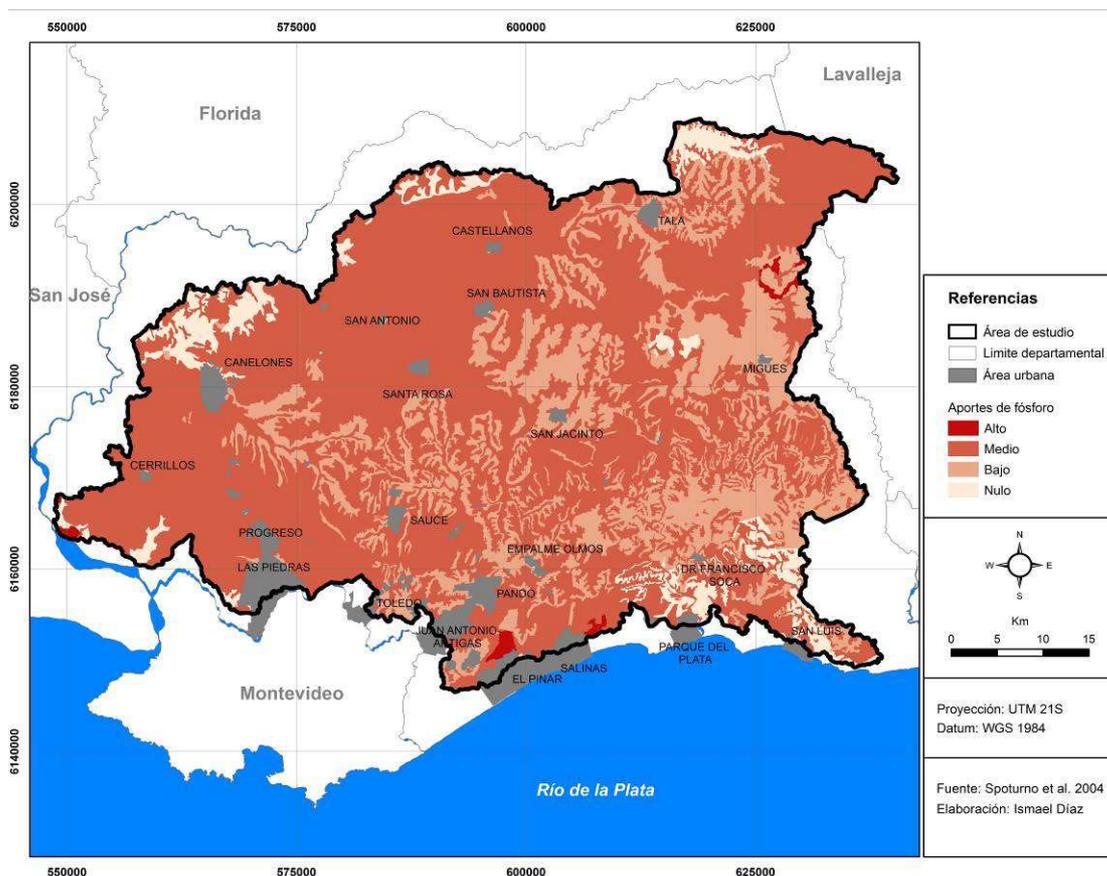


Figura 3.2. Aportes potenciales de PT desde el material litológico al suelo.

El 62% del área de estudio presentó un drenaje nulo, 21% medio, el 14% alto y el restante 3% un drenaje muy alto.

En términos generales el drenaje que posibilita el material geológico es de medio a bajo. Las zonas de mayor drenaje se asociaron a las zonas costeras del Río de la Plata y a zonas centrales y del norte del área de estudio (Fig. 3.3).

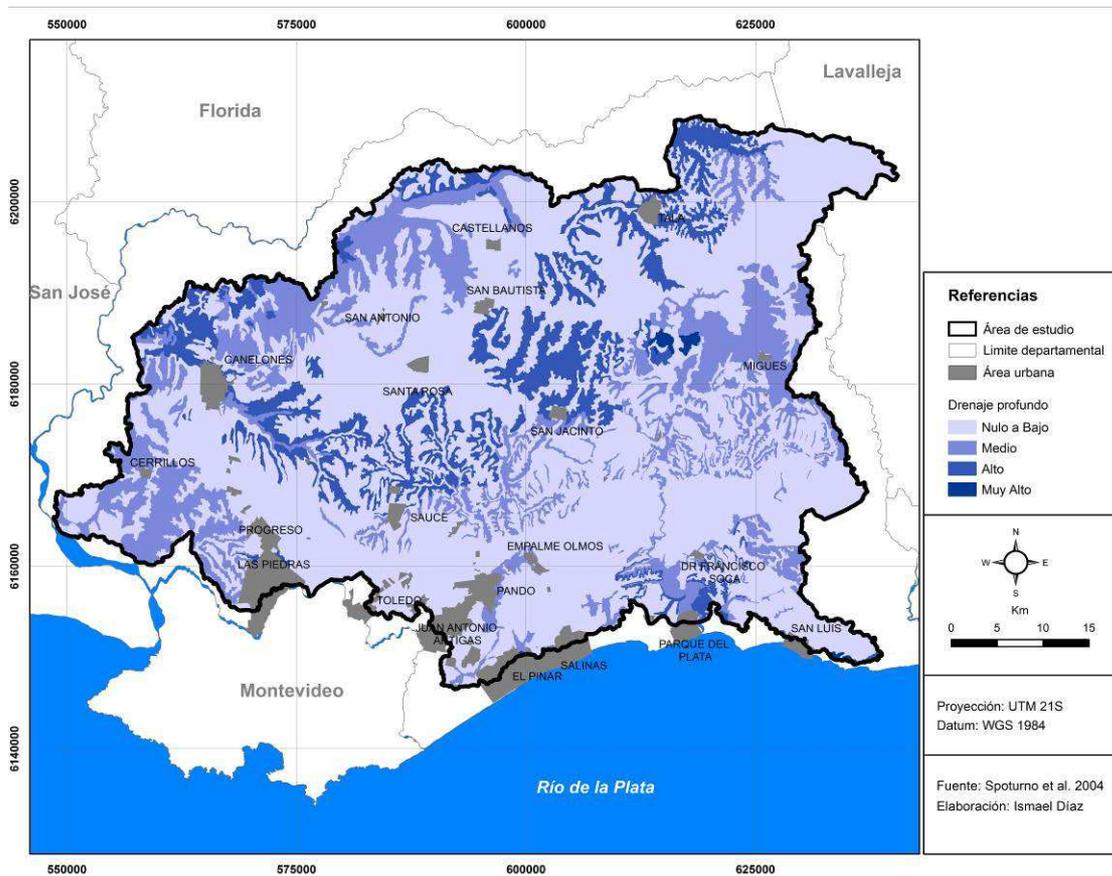


Figura 3.3. Contribución al drenaje profundo de acuerdo al material litológico.

c. Topografía.

El relieve predominante fue de lomadas con pendientes menores a 3% y planicies con pendientes menores a 1% (Tabla 3.2). Se observó que las pendientes de mayor magnitud se encontraron en la zona este del área de estudio, principalmente al norte de la localidad Soca (Figura 3.4). Asimismo se observaron importantes superficies de planicies, asociadas a los cursos de mayor orden de la zona, como ser el A^o Canelón Grande, A^o Canelón Chico, A^o del Tala, A^o Solís Chico y A^o Pando.

Tabla 3.2. Pendientes medias en el área de estudio y superficie relativa ocupada por cada categoría.

Pendiente	% Superficie
0 - 1 %	15,2
1 - 3 %	56,8
3 - 5 %	26,1
5 - 8 %	1,4
Mayor a 8%	0,5

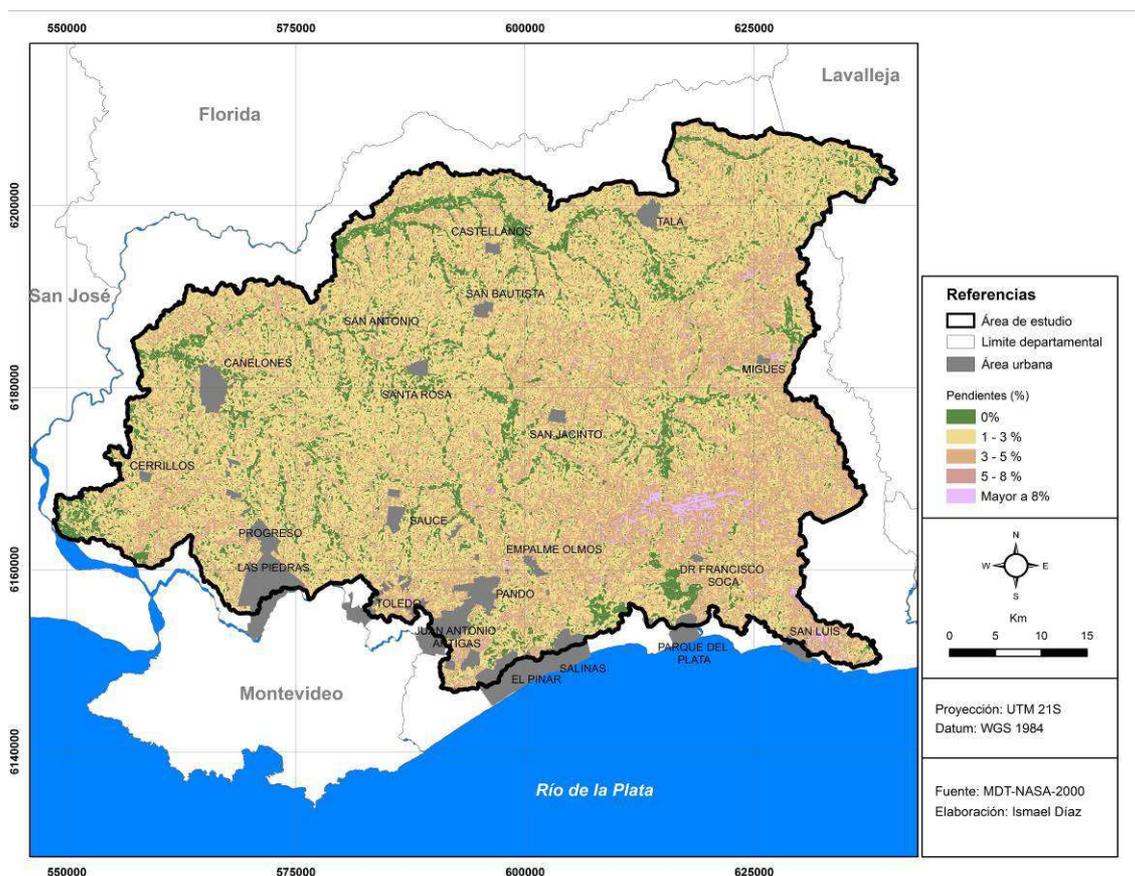


Figura 3.4. Pendientes (%) de la zona de estudio.

d. Edafología.

Los suelos dominantes en la región son del orden Melánico, Brunosoles y Vertisoles. Mayoritariamente se registraron suelos profundos (95%), principalmente pesados (59%) seguido de texturas medias (33%) (Fig. 3.5).

El área de estudio presentó suelos con contenido de materia orgánica medio (3.84%) en relación al promedio teórico para el territorio uruguayo (MGAP 1976), que alcanza un valor de 4% para las estimaciones que no consideran las pérdidas de materia orgánica por procesos de erosión severa y muy severa. Al interior de la zona de estudio se encontró que más del 65% de la superficie presentó un contenido de materia orgánica en el suelo de bajo a nulo (valor promedio de 2.68%), encontrándose los valores más bajos en la zona centro-este del área de estudio (Tabla 3.3 y Fig. 3.6). Los valores nulos de materia orgánica corresponden a suelos con procesos erosivos muy severos (cárcavas), los cuales han perdido completamente los horizontes superficiales del perfil, y por ende la totalidad de la materia orgánica del suelo.

Un 24% de la superficie presentó valores medios de materia orgánica en el suelo (valor promedio de 4.57%), localizándose principalmente en la zona este y en la zona centro y centro-oeste del área de estudio. El restante 10% presentó un contenido alto de materia orgánica (valor promedio de 5.6%) y se distribuyó por toda el área de estudio asociándose a suelos profundos de pendiente baja.

Tabla 3.3. Contenido de materia orgánica del suelo (CMOS) en el área de estudio y superficie relativas ocupadas por cada categoría.

CMOS	% Superficie
Nulo	10,7
Muy bajo	5,1
Bajo	50,0
Medio	24,2
Alto	10,0

La mayor parte de los suelos de la región (89%) presentaron un pH neutro. El 10% fueron suelos alcalinos los cuales se vincularon principalmente a las planicies de mayor extensión. Fueron marginales los suelos básicos y muy ácidos.

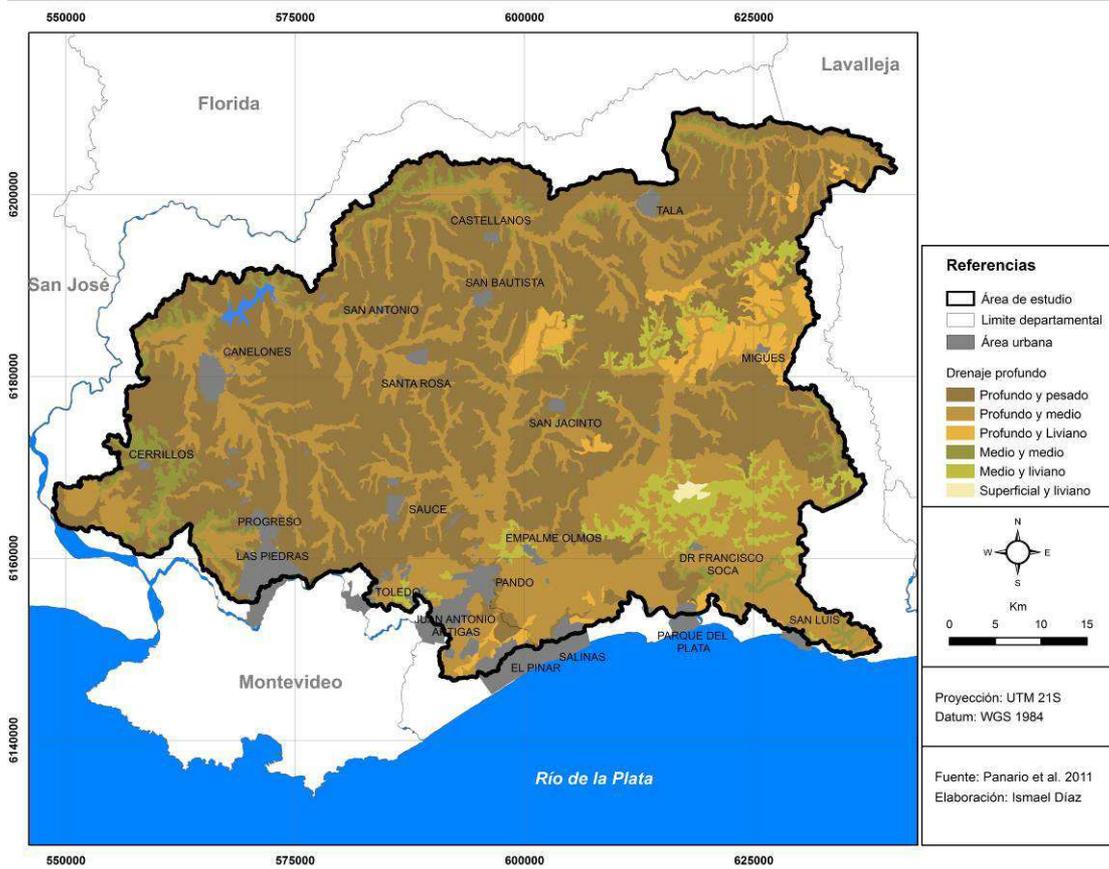


Figura 3.5. Profundidad y textura del suelo.

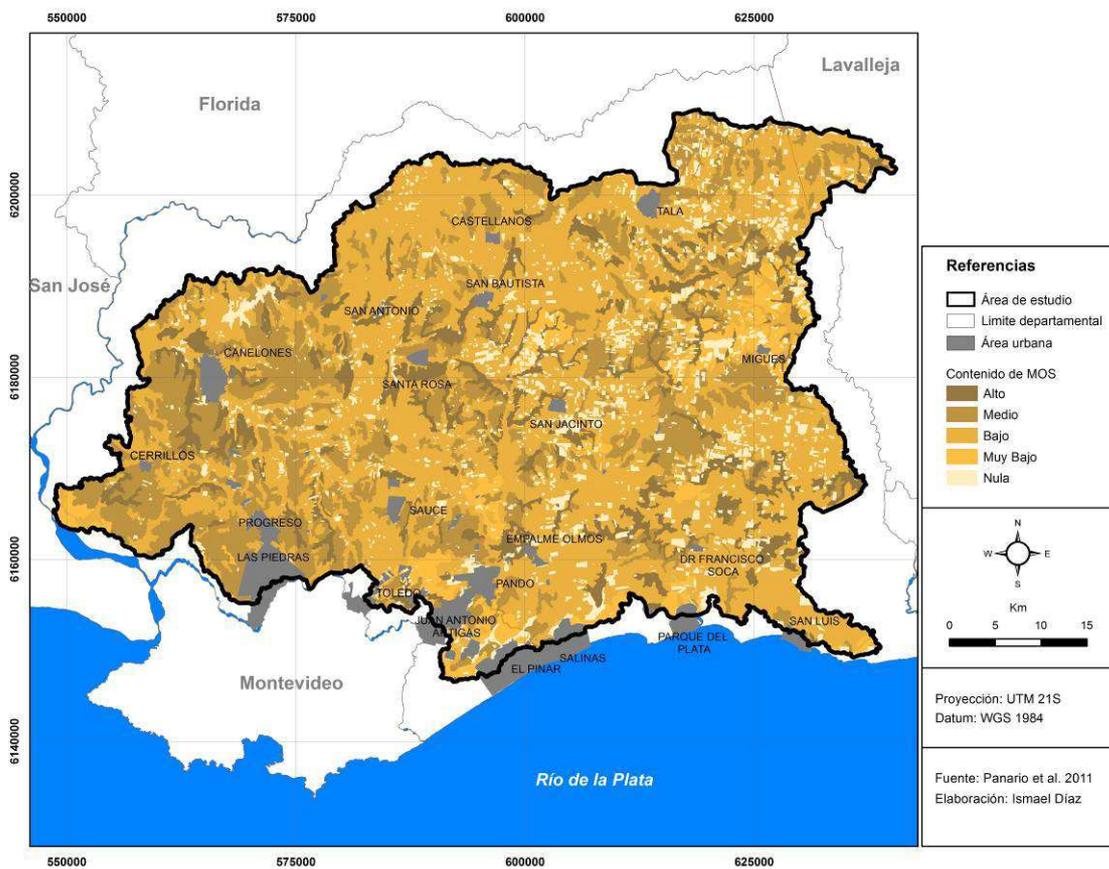


Figura 3.6. Materia orgánica del suelo.

e. Uso del suelo.

La mayor densidad población del área de estudio se registró en la zona comprendida entre las ciudades de Las Piedras, La Paz, Pando, y en la zona rural adyacente a estas localidades (Figura 3.7).

En la zona de estudio se encontraron 74 agroindustrias que han realizado el trámite SADI. Dentro de ellas se registró gran diversidad de rubros como industrias cárnicas, lácteas, de celulosa y papel, químicas y textiles, entre otras. Estas industrias se encuentran localizadas mayoritariamente en la zona sur del área del estudio, vinculadas a los principales centros urbanos y asociadas a la zona de mayor población urbana ($rS=0.62$, $p<0.001$) y mayor población rural ($rS=0.53$, $p<0.001$) (Fig. 3.7). En la zona se encontraron también plantas de tratamiento de OSE localizadas en Canelones, Las Piedras, Pando y La Paz.

El uso del suelo rural para los dos períodos considerados fue mayoritariamente pecuario que agrícola intensivo (Fig. 3.8 y Fig. 3.9). Se identificaron los siguientes gradientes espaciales: hacia el sur y oeste del área de estudio con predominancia de producciones intensivas, principalmente hortifruticultura y cultivos cerealeros. Hacia el este donde predominan las praderas y rastrojos antiguos destinados a producción ganadera de baja dotación y cultivos forestales, y finalmente hacia el norte del área de estudio donde conviven usos pecuarios de dotaciones medias y cultivos cerealeros y forrajeros.

Las diferencias en el uso del suelo entre los períodos estudiados (Tabla 3.4 y Fig. 3.10) fueron de escasa significancia, encontrándose un incremento del 2.8% de la zona destinada a los cultivos, y un 1.2% de la zona hortifrutícola en el período estival. Las restantes diferencias (cobertura vegetal en contraposición a suelo desnudo) se encuentran vinculadas principalmente a los diferentes períodos productivos analizados.

La superficie ocupada por humedales y monte fluvial alcanzó un 4.4% de la superficie total en ambos períodos.

El escenario en las diferentes cuencas fue sumamente disímil, encontrándose microcuencas con usos mayoritariamente intensivos y ausencia de ambientes no agropecuarios y otras con usos mayoritariamente extensivos con importantes zonas de monte y humedales.

Las microcuencas con usos del suelo rural de mayor intensidad (hortifrutícolas) presentaron asociados un uso del suelo cerealero y forrajero ($rS=0.68$, $p<0.001$). De forma contraria en estas microcuencas no son importantes las superficies de usos del suelo extensivo, como ser cultivos forestales de especies exóticas ($rS=-0.62$, $p<0.001$) y praderas y rastrojos antiguos ($rS=-0.52$, $p<0.001$).

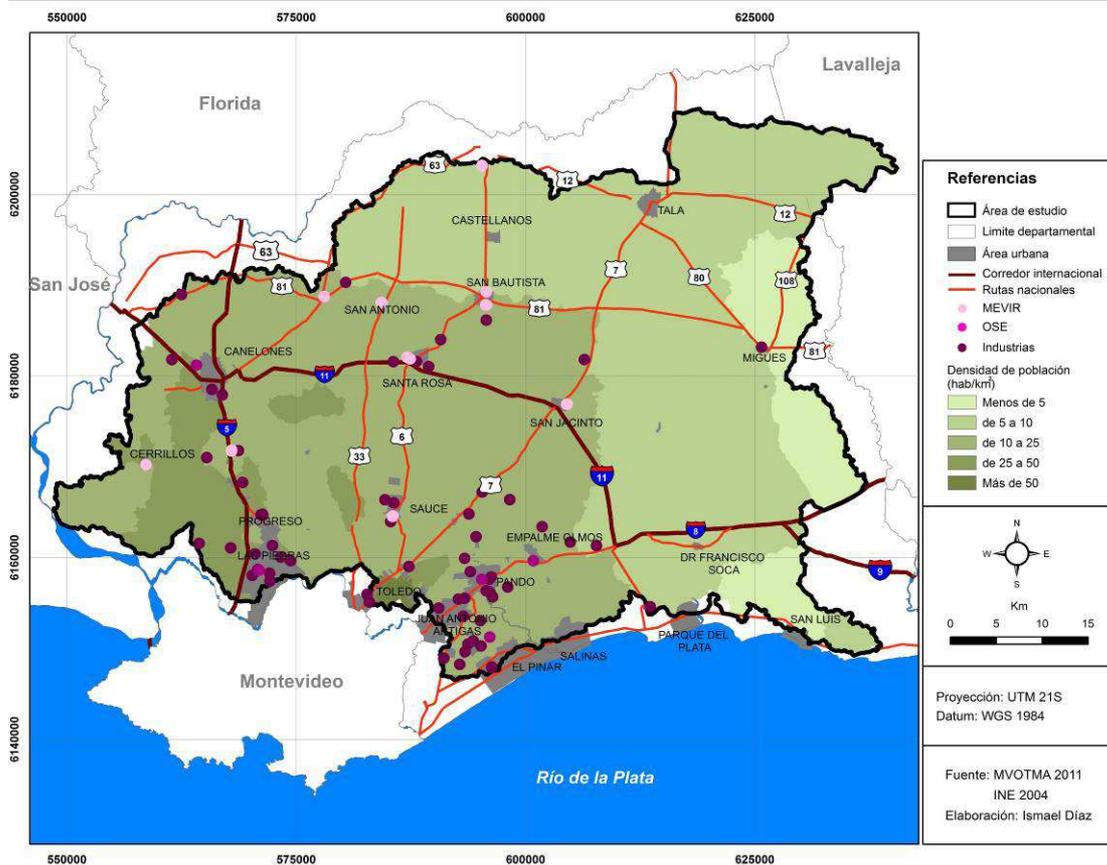


Figura 3.7. Densidad de población y localización de fuentes de aportes puntuales de NT y PT.

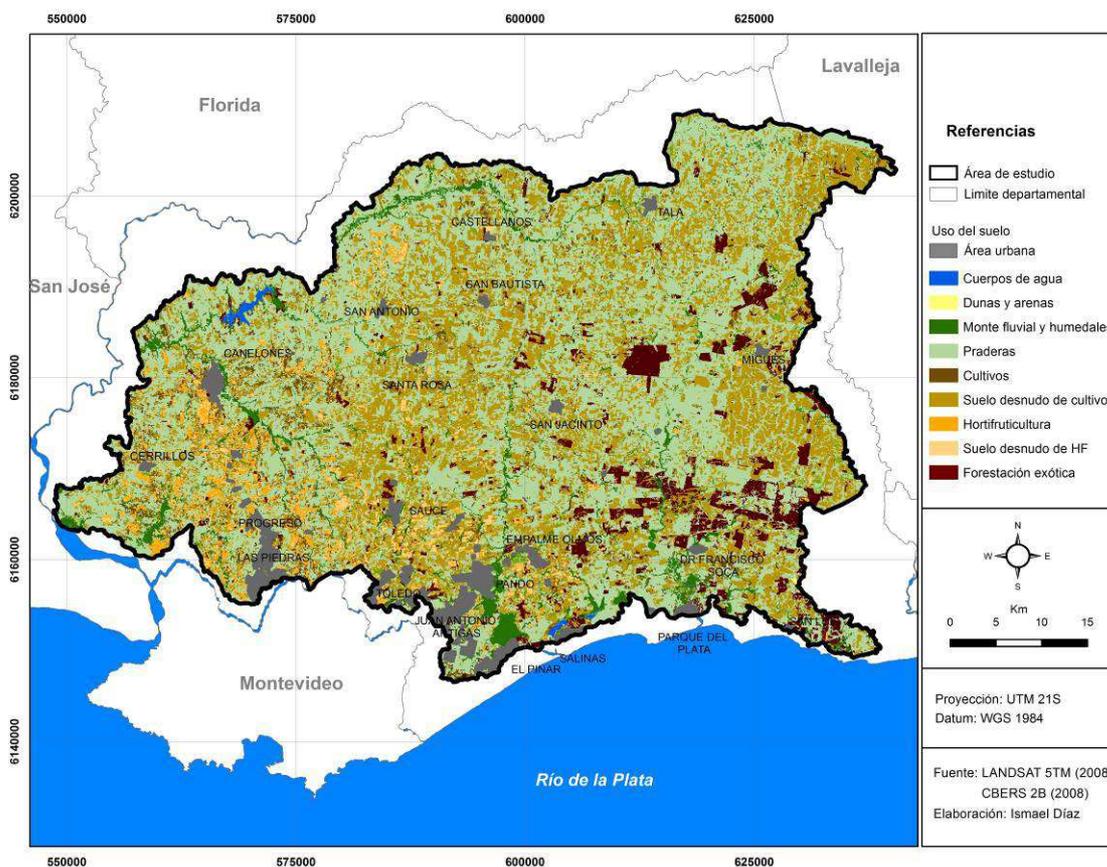


Figura 3.8. Uso del suelo rural en el período invierno-primavera de 2008.

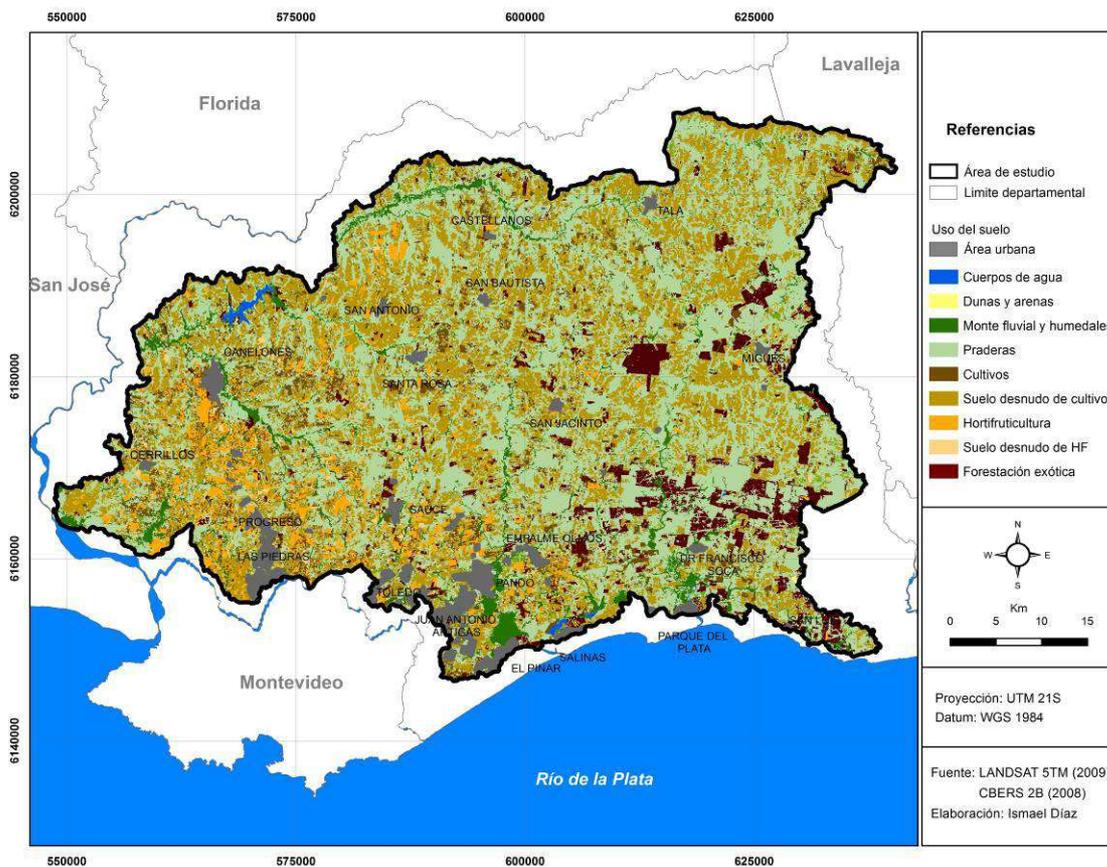


Figura 3.9. Uso del suelo rural en el período verano-otoño de 2009.

Tabla 3.4. Uso del suelo rural en los períodos invierno-primavera de 2008 y verano-otoño de 2009, en porcentaje.

Uso del suelo	invierno - primavera	verano - otoño	Diferencia
Cuerpos de agua	0,2	0,2	0
Dunas y arenas	0,0	0,0	0
Cultivos (cerealeros y praderas mejoradas)	4,2	7,0	-2,8
Cultivos forestales	5,3	5,3	0
Humedales	1,1	1,1	0
Hortifrutícola	2,9	4,1	-1,2
Industrial	0,0	0,0	0
Monte fluvial y matorrales	3,6	3,6	0
Praderas	49,5	45,4	4,1
Suelo desnudo - Uso Cultivo	29,0	30,3	-1,3
Suelo desnudo - Uso Horti-Frutícola	2,0	0,9	1,1
Área urbana	2,1	2,1	0

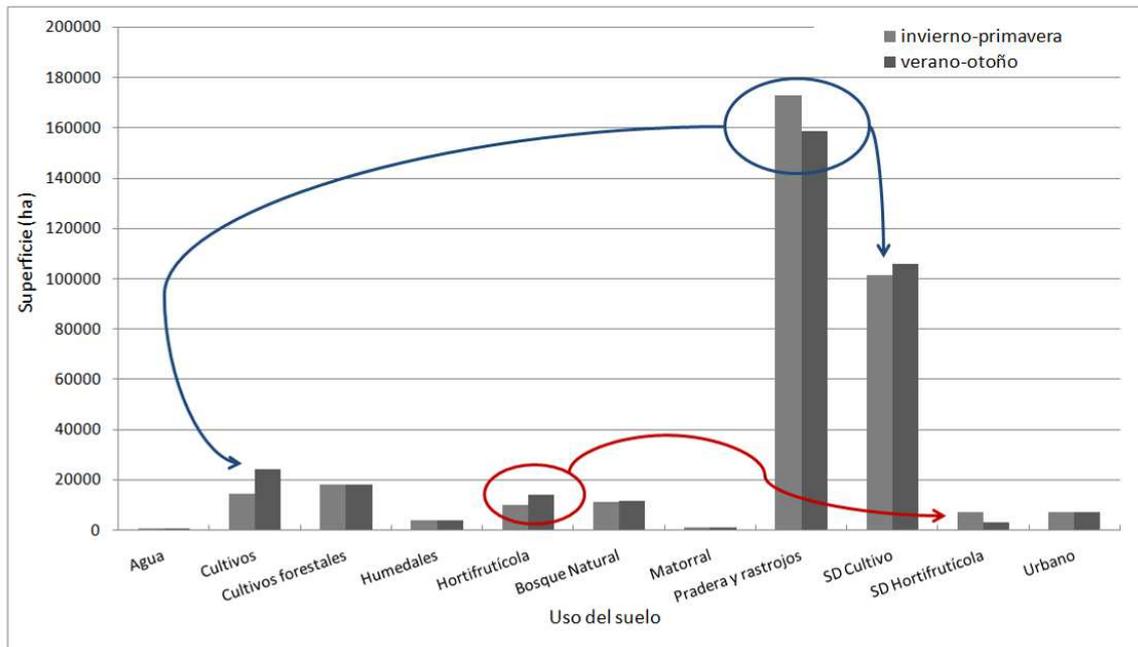


Figura 3.10. Uso del suelo rural en los en los períodos invierno-primavera de 2008 y verano-otoño de 2009, en hectáreas. Las flechas azules muestran el sentido de los principales cambios de superficie de las praderas y rastrojos, y la flecha roja los principales cambios de la cobertura hortifrutícola.

Aquellas microcuencas con mayores densidades de población presentaron usos del suelo rural de mayor intensidad, como ser el uso hortícola ($rS=0.79$, $p<0.001$) y el uso cerealero y forrajero ($rS=0.67$, $p<0.001$). De forma contraria, la densidad de población no se asoció a usos extensivos como ser cultivos forestales ($rS=-0.56$, $p<0.001$), y praderas y rastrojos antiguos ($rS=-0.48$, $p<0.001$).

En zonas donde la cobertura vegetal fue predominantemente praderas, rastrojos antiguos y/o cultivos forrajeros, se desarrollaron actividades ganaderas de diferente intensidad y dotación de ganado. El mayor número de bovinos por sección judicial se registró en la zona oeste del área de estudio (mayores a 30.000 vacunos), mientras que los menores valores se registraron en la zona sur (menores a 1000 vacunos). Sin embargo la densidad de vacunos por superficie presentó un comportamiento espacial diferente, registrándose los mayores valores en la zona centro y norte (entre 0.7 y 1.2 vacunos por hectárea), y los menores valores en la zona este, oeste y sur del área de estudio (menores a 0.3 vacunos por hectárea).

Las microcuencas con mayor número total de vacunos se encontraron en zonas con altos niveles de erosión ($rS=0.7$, $p<0.001$). De igual manera ocurrió con las microcuencas con mayor dotación de ganado vacuno, no obstante, en este caso las correlaciones alcanzadas fueron notoriamente menores ($rS=0.3$ $p<0.001$). Finalmente, las microcuencas con mayor número y dotación de vacunos se encontraron en zonas con bajas densidades de población ($rS=0.3$ $p<0.001$).

f. Erosión del suelo

El 78% (272.435 has) de la superficie total del área de estudio presentó procesos erosivos severos (categorías alta y muy alta) (Tabla 3.5). Estos procesos se distribuyen por toda el área de estudio y alcanzan valores críticos en la zona centro y este (Fig. 3.11). Las zonas de erosión baja a nula se vinculan a importantes planicies y las zonas de erosión media se localizan principalmente al suroeste del área de estudio.

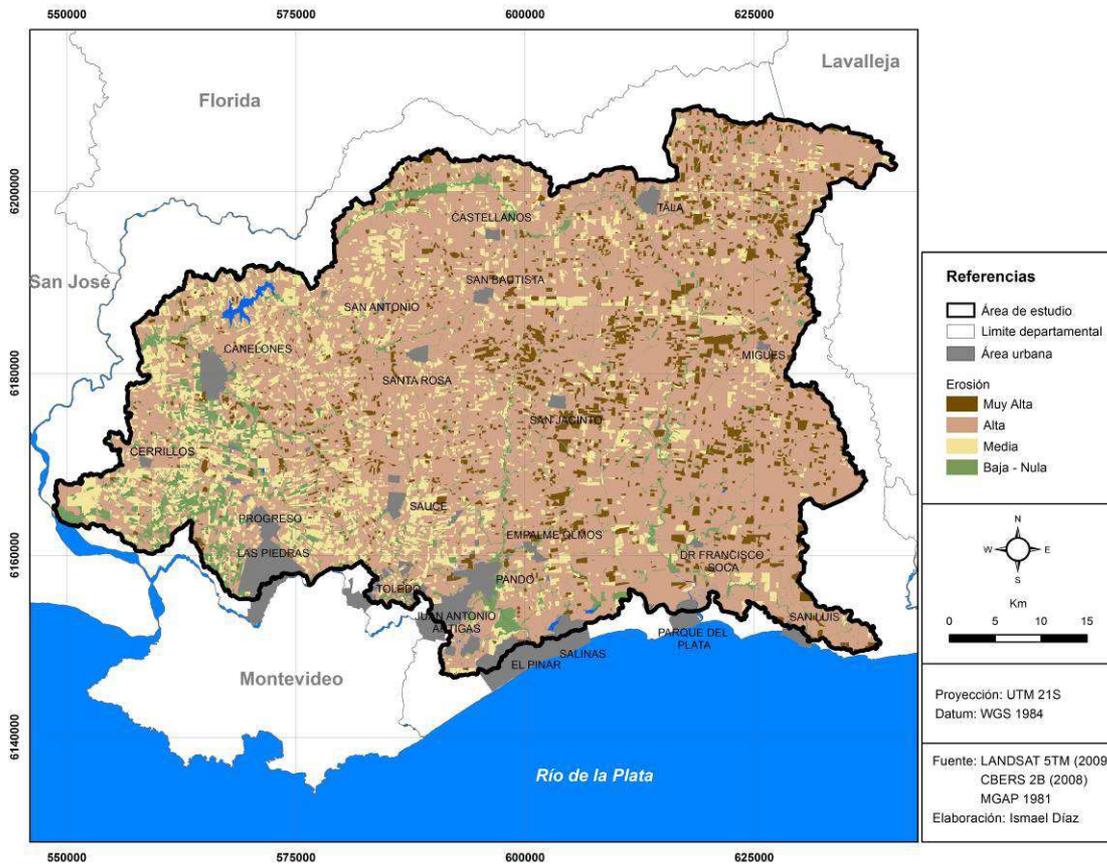


Figura 3.11. Erosión del suelo.

Tabla 3.5. Erosión del suelo en el área de estudio y superficie relativa ocupada por cada categoría.

TIPO DE EROSION	Superficie (%)
Nula a Baja	0,9
Media	21,1
Alta	70,0
Muy Alta	8,0

Las microcuencas con mayores niveles de erosión (alta y muy alta) presentaron suelos de texturas livianas y de profundidad media a alta ($rS=0.57$, $p<0.001$).

Las zonas de erosión muy alta se vincularon con las áreas de mayores pendientes: entre 3% y 5% ($rS=0.49$, $p<0.001$), entre 5% y 8% ($rS=0.44$, $p<0.001$) y mayores a 8% ($rS=0.45$, $p<0.001$). Estas zonas presentaron un uso del suelo extensivo, principalmente cultivos forestales ($rS=0.51$, $p<0.001$).

Las microcuencas que presentaron los menores niveles de erosión registraron los usos del suelo rural de mayor intensidad. Las zonas de erosión media se vincularon a zonas hortifrutícolas ($rS =0.71$ y $rS=0.80$, $p<0.001$, respectivamente) al igual que las zonas de cultivos ($rS =0.29$ y $r=0.63$, $p<0.001$, respectivamente). De forma contraria en cuencas con grandes superficies de suelos con erosión alta y muy alta no se registraron importantes superficies de usos intensivos, como ser la hortifruticultura ($rS=-0.77$ y $rS=-0.47$, $p<0.001$, respectivamente).

Las zonas con erosión alta y muy alta presentaron suelos con contenidos bajos a nulos de materia orgánica (<3%) ($rS =0.68$, $p<0.001$), disminuyendo este contenido a medida que los procesos de erosión son más severos. De forma contraria en zonas con erosión media se encontraron suelos con contenidos medios de materia orgánica ($rS =0.34$ $p<0.001$).

En microcuencas con densidades de población superiores a la media de la zona se registraron suelos con erosión media y alta ($rS =0.55$ y $rS=0.82$, $p<0.001$, respectivamente). De forma contraria en zonas con densidad de población menor a la media registraron suelos con erosión alta y muy alta ($rS =-0.71$ y $rS=-0.59$, $p<0.001$, respectivamente).

g. Estado de conservación de márgenes fluviales y zonas riparias asociadas.

El estado de conservación de los cauces fluviales y de las zonas riparias asociadas fue sumamente variable en toda el área de estudio (Fig. 3.12). En este sentido no se encontraron correlaciones claras con los usos del suelo. No obstante, en microcuencas que no presentaron usos industriales, se detectaron correlaciones positivas entre el estado de conservación de las planicies con las praderas y rastrojos antiguos ($rS=0.20$, $p<0.001$). En el mismo sentido, las zonas riparias que presentaron los mayores niveles de conservación son las que ocurrieron en cursos de mayor orden ($rS=0.50$, $p<0.001$).

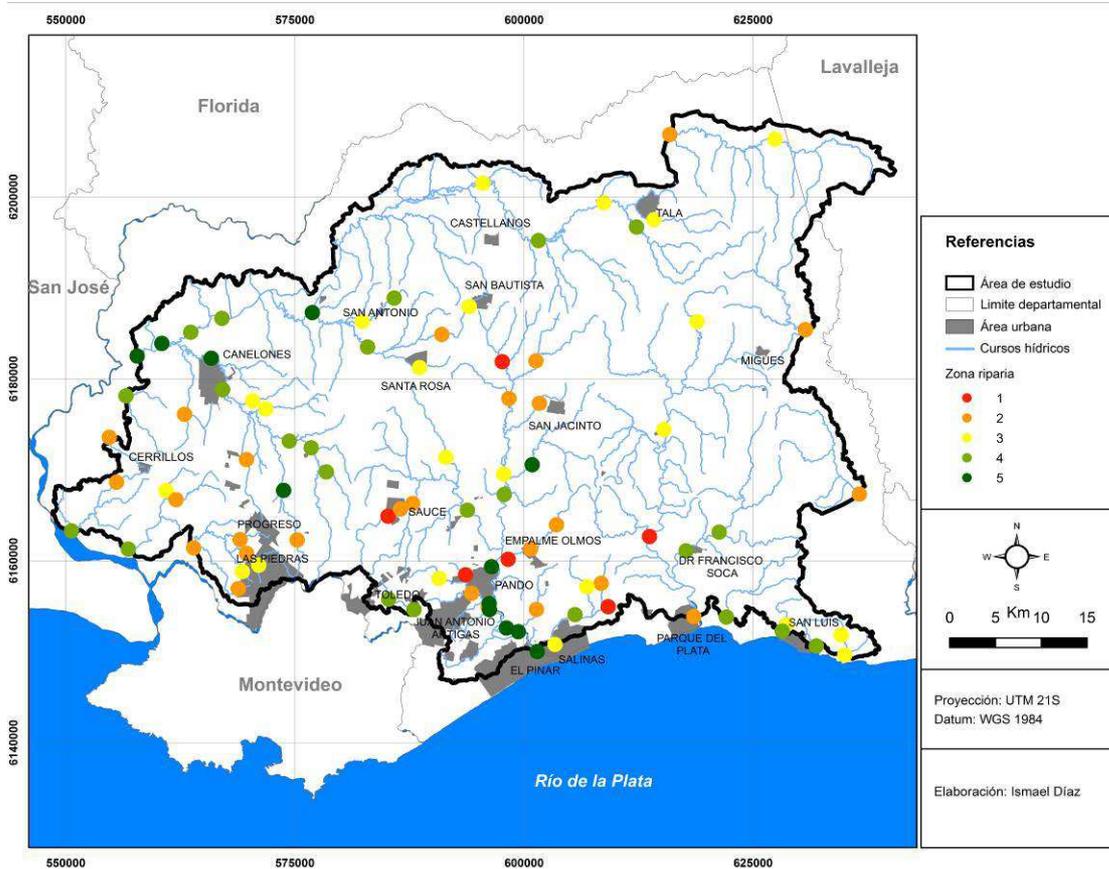


Figura 3.12. Estado de conservación de la zona riparia. Se asignan valores de 1 a 5, correspondiendo el valor 1 a las zonas riparias de mayor estado de degradación y 5 a las de mayor estado de conservación.

3.2. Calidad de agua de sistema lóticos del departamento de Canelones, variación espacio-temporal.

a. Descripción de los parámetros analizados y principales gradientes

El sistema estudiado se caracterizó por presentar, para el período invierno-primavera, un amplio rango de condiciones de conductividad, de alcalinidad, en los valores de oxígeno (OD), en el porcentaje de saturación de oxígeno (%) y valores de pH neutros o básicos. Las aguas corrientes del departamento de Canelones también presentaron un amplio rango de STS y MOS asociado (Tabla 3.6).

Tabla 3.6. Valor mínimo, máximo y promedio para todo el conjunto de calidad de agua analizado, para los períodos invierno-primavera de 2008 y verano-otoño de 2009.

	Invierno-primavera			Verano-otoño		
	Min	Máx	Promedio	Min	Máx	Promedio
Conductividad (uS/cm)	119.7	2286.7	672.5	134	2407.0	538.7
Alcalinidad (mg CaCO3/l)	42.6	952	266.0	30	900	183.2
OD (mg/L)	1.6	10.8	6.8	6.2	8.2	7.3
% saturación de oxígeno	15	98	65	0.2	9.0	3.2
pH	6.7	8.1	7.5	3	89	36
STS (µg/l)	3.0	538.8	48.8	21.7	1765	255.9
MOS (µg/l)	0.2	465.3	33	3.9	385	77.0
PT (ug/L)	14.7	2625.0	124.9	43.8	26550	2063
NT(ug/L)	300	149800	5028	0.01	14560	816

De igual manera, para el período verano-otoño, el sistema presentó un amplio rango en condiciones de conductividad, en los valores de alcalinidad, de pH, en los valores de OD, en los porcentajes de saturación de oxígeno (%), en los valores de STS y en el contenido de MOS asociado.

En ambos períodos los valores referentes a las concentraciones de nutrientes en sistemas lóticos presentaron amplios rangos. Para el caso de PT se registraron valores muy inferiores en invierno-primavera que en verano-otoño. De forma contraria, para el caso de NT los valores fueron ampliamente superiores en invierno-primavera que en verano-otoño.

A efectos de identificar los principales gradientes de calidad del agua se realizó ACP para cada período analizado. En el período invierno-primavera los 3 primeros componentes explicaron el 75.3% de la varianza. El primer componente (29.7%) presentó correlación positiva y elevada con PT (82%), con NT (81%), alcalinidad (65%), y en menor medida con STS y MOS (57% y 56% respectivamente). El segundo componente (23.6%) presentó correlación positiva con MOS (68%), con STS (63%) y con conductividad (57%), y negativa con PT (-52%), con NT (-53%) y en menor medida con K (-18%). En resumen, los principales gradientes se encuentran asociados a PT, NT, STS, MOS, y alcalinidad (Fig. 3.13).

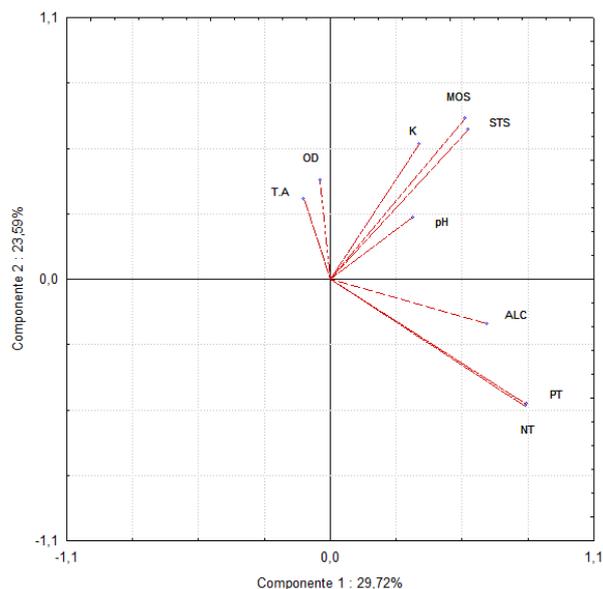


Figura 3.13. Análisis de componentes principales para los parámetros de calidad de agua del período invierno-primavera. Conductividad (K), Alcalinidad (ALC), pH, Oxígeno disuelto (OD), Sólidos totales en suspensión (STS), Materia orgánica en suspensión (MOS), Transparencia del agua (T.A), Fósforo total (PT), y Nitrógeno total (NT).

En el período verano-otoño los 3 primeros componentes explicaron el 76% de la varianza. El primer componente (41.5%) presentó una correlación positiva y elevada con PT (87%), con alcalinidad (87%), con NT (84%), con MOS (80%) y en menor medida con pH (58%). El segundo componente (20%) se relacionó positivamente con STS (80%), con MOS (41.%) y negativamente con transparencia (-61%), con NT (39%) y con PT (38%). Los principales gradientes encontrados se encuentran asociados a NT, PT y alcalinidad. Estos son de menor magnitud que para el período anterior (Fig. 3.14).

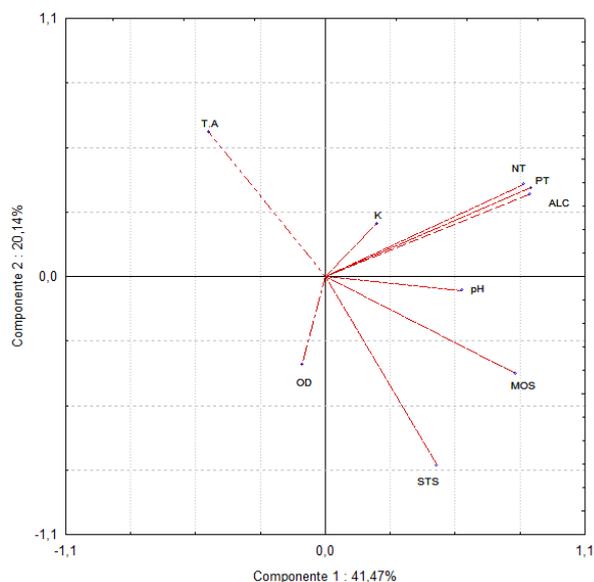


Figura 3.14. Análisis de componentes principales para los parámetros de calidad de agua del período verano-otoño. Conductividad (K), Alcalinidad (ALC), pH, Oxígeno disuelto (OD), Sólidos totales en suspensión (STS), Materia orgánica en suspensión (MOS), Transparencia del agua (T.A), Fósforo total (PT), y Nitrógeno total (NT).

En ambos períodos los ACP no permitieron identificar un comportamiento diferencial de las microcuencas por los atributos localización y uso dominante del suelo

El patrón espacial encontrado en invierno-primavera, en lo que refiere a calidad de agua (PT, NT, alcalinidad, conductividad, pH, STS, MOS y transparencia del agua), se mantiene parcialmente en verano-otoño. En este sentido la prueba de Mantel realizada presentó un valor de $rM=0.46$ y $p<0.001$.

Por otra parte, en ambos períodos se verificó la ausencia de dependencia espacial entre los puntos de muestreo (test de Mantel [calidad de agua x usos del suelo] $rMA= 0.28$, $p= 0.014$, y $rMA =0.15$, $p>0.05$ para invierno-primavera y verano-otoño respectivamente). Integrando al análisis las coordenadas geográficas de los puntos de muestreo (tercera matriz), se obtuvieron valores de $rMA=0.28$, $p=0.015$ y $rMA =0.15$, $p>0.05$ para invierno-primavera y verano-otoño respectivamente. La incorporación de una tercera matriz no generó cambios en los resultados obtenidos en ambos períodos, lo cual se asocia a la ausencia de dependencia espacial entre los puntos de muestreo.

b. Comportamiento temporal.

Considerando el conjunto de información correspondiente a calidad de agua, se observaron diferencias significativas entre los dos períodos estudiados (ANOSIM, $rA=0.85$, $p<0.0001$).

Asimismo, se presentaron diferencias significativas entre todos los parámetros de calidad de agua analizados en ambos períodos (Tabla 3.7).

Tabla 3.7. Resultados del Test de Mann Whitney realizado para todos los parámetros de calidad de agua en los períodos invierno-primavera de 2008 y verano-otoño de 2009 ($\alpha=0.05$). Se presenta el estadístico U, el p valor y la comparación de las medianas para ambos períodos.

Parámetro	U	P	Mediana
Conductividad (uS/cm)	2659,5	P <0,001	2008>2009
Alcalinidad (mg CaCO3/l)	1937,5	P <0,001	2008>2009
pH	1931,5	P <0,001	2008>2009
OD (mg/l)	609	P <0,001	2008>2009
STS (µg/l)	523.5	P <0,001	2008<2009
MOS (µg/l)	1210,5	P <0,001	2008<2009
Transparencia	2710,0	P <0,001	2008>2009
PT (ug/l)	293,5	P <0,001	2008<2009
NT(ug/l)	739,0	P <0,001	2008>2009

Entre los dos períodos considerados, el valor de la mediana de STS y de MOS presentó un notorio incremento. De forma contraria, en el mismo período disminuyó el valor de la alcalinidad, transparencia, pH, OD y K.

En el período verano-otoño se registró un incremento de un 1560% en el valor medio de PT con respecto a los registrados en el período invierno-primavera. Para NT se registró una disminución del 84% de sus valores medios entre ambos períodos.

c. Comportamiento espacial

Las microcuencas fueron clasificadas en tres grupos: microcuencas con uso industrial y urbano (n=38), con uso rural intensivo (n=18) y con uso rural extensivo (n=36).

Para el período invierno-primavera las diferencias entre estos grupos en función del conjunto de los parámetros de calidad de agua no fueron significativos estadísticamente ($rA=0.03$, $p=0.15$). Solamente en la comparación entre el par de microcuencas con uso del suelo rural extensivo y rural intensivo se observaron diferencias significativas ($rA=0.13$, $p=0.03$).

Para el período verano-otoño, el bajo valor del estadístico de la prueba ANOSIM indicó ausencia de diferencias relevantes entre las microcuencas en función de los atributos de calidad del agua ($rA=0.06$, $p=0.03$). En este período las mayores diferencias se registraron, con carácter significativo, entre microcuencas con uso rural extensivo y con uso rural intensivo ($rA=0.19$, $p<0.005$), y entre microcuencas de uso rural extensivo y uso industrial y urbano ($rA=0.10$, $p<0.002$).

Para el período invierno-primavera las microcuencas con uso industrial y urbano, uso rural intensivo y uso rural extensivo, no registraron diferencias significativas en ninguno de los parámetros de calidad de agua estudiados, a excepción de NT y PT (Tabla 3.7). Para el período verano-otoño, además de registrarse diferencias en PT y en NT, se encontraron diferencias significativas en los STS (Tabla 3.8).

No obstante lo anterior, las microcuencas con uso industrial y con uso agrícola intensivo no presentaron diferencias significativas en ambos períodos en cuanto a las concentraciones de NT ($p>0.13$) así como de PT ($p>0.09$).

Tabla 3.8. Test de medianas Kruskal-Wallis H ($\alpha=0.05$) realizado a los parámetros de calidad de agua en los períodos invierno-primavera de 2008 y verano-otoño de 2009 según uso del suelo: industrial (n=38), rural extensivo (n=36) y rural intensivo (n=18). Se presenta el estadístico H, el p valor y la comparación de la mediana, para ambos años.

parámetro	Período invierno-primavera			Período verano-otoño		
	H	P	mediana	H	P	mediana
Conductividad	3.18	0.20		2.75	0.25	
Alcalinidad	2.80	0.25		2.76	0.25	
pH	3.83	0.15		3.93	0.14	
OD	3.42	0.30		4.49	0.10	
STS	1.95	0.38		7.63	0.02	Ext<Ind<Int
MOS	1.34	0.51		5.36	0.07	
Transparencia	0.33	0.85		2.81	0.25	
PT	15.0	<0.001	Ext<Int<Ind	26.57	<0.001	Ext<Int<Ind
NT	7.50	0.02	Ext<Int<Ind	11.9	<0.003	Ext<Int<Ind

Las microcuencas que presentaron un uso del suelo industrial son las que registraron para el período invierno-primavera los valores más elevados de PT y NT en comparación con las otras microcuencas. De igual manera sucedió en el período verano-otoño.

La distribución espacial de las concentraciones de NT y PT también presentó diferencias notorias (Fig 3.15 y Fig. 3.16), siendo superiores los valores en la zona metropolitana tanto para PT como para NT (Tabla 3.8).

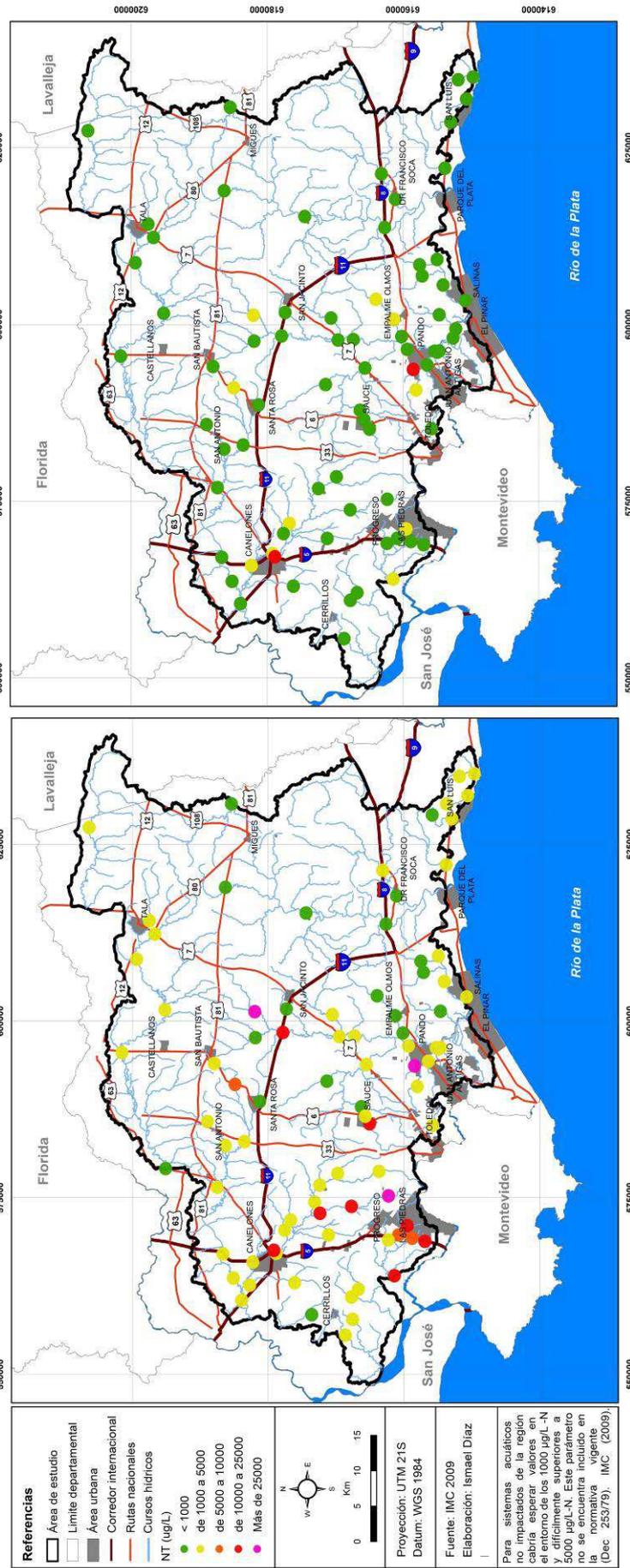


Figura 3.15. Concentración de Nitrógeno Total en sistemas lóticos del área de estudio para los períodos: invierno-primavera de 2008 (izquierda) y verano-otoño de 2009 (derecha).

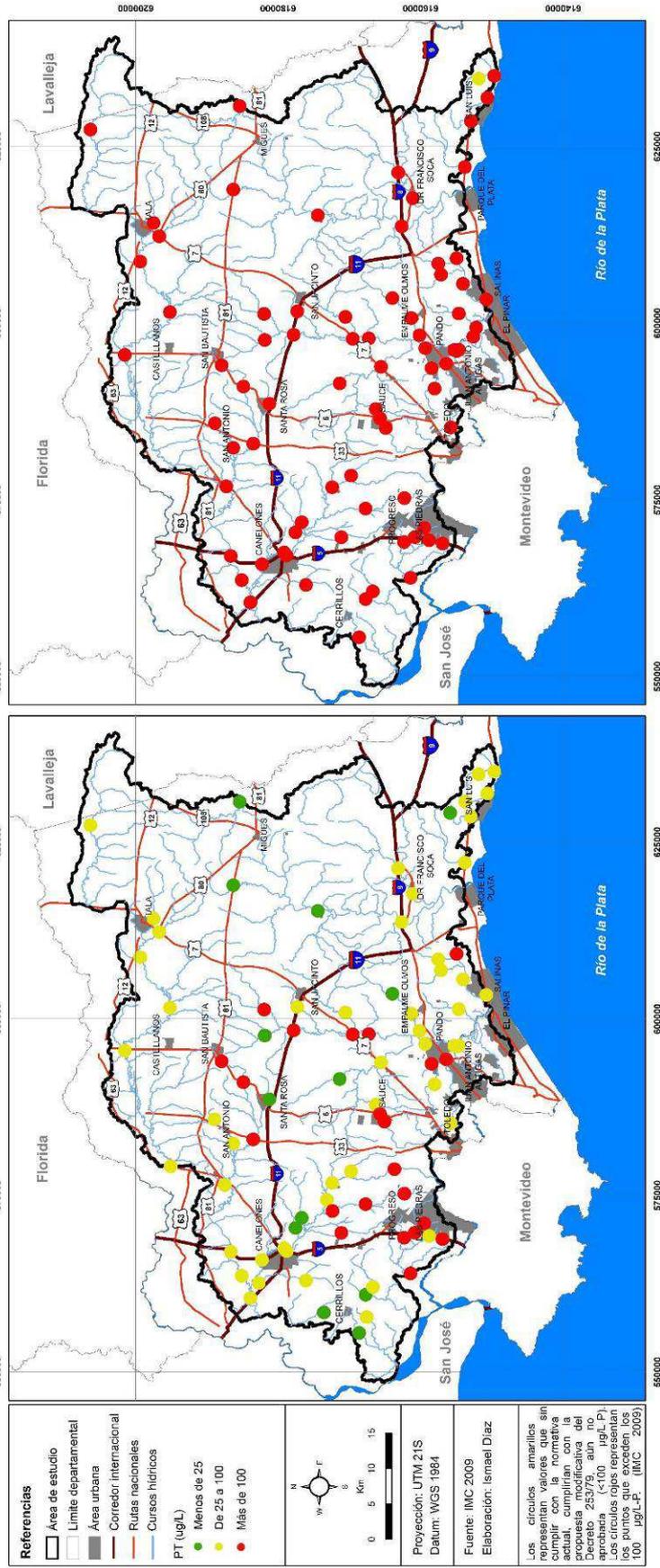


Figura 3.16. Concentración de Fósforo Total en sistemas lóticos del área de estudio para los períodos: invierno-primavera de 2008 (izquierda) y verano-otoño de 2009 (derecha).

d. Relaciones entre parámetros de calidad de agua.

Los valores de PT y NT presentaron una correlación lineal positiva y elevada de $R^2=0.96$ para el período invierno-primavera y $R^2=0.93$ para verano-otoño, ambas con significancia $p<0.001$.

Para el período invierno-primavera, las microcuencas que presentaron los mayores valores de PT se correlacionaron con pH menores ($rS=-0.22$, $p=0.03$) y menor transparencia del agua ($rS=-0.32$, $p<0.001$). De forma semejante aquellas microcuencas que registraron los mayores valores de NT presentaron menor transparencia ($rS=-0.48$, $p<0.001$) y pH ácidos ($rS=-0.35$, $p<0.001$).

Para el período verano-otoño las microcuencas que presentaron los mayores valores de PT registraron los mayores valores del %MOS ($rS=0.37$, $p<0.001$) y mayores valores de alcalinidad ($rS=0.29$, $p<0.001$). Aquellas microcuencas con altos valores de NT presentaron mayores valores del %MOS ($rS=0.28$, $p<0.001$) y mayores valores de alcalinidad ($rS=0.27$, $p<0.001$).

Los valores de OD en agua estuvieron correlacionados negativamente con las concentraciones registradas en agua de NT y PT, en ambos períodos (Tabla 3.9). Estas relaciones fueron superiores para verano-otoño (año de bajos caudales) y en ambos casos mayores para NT.

Tabla 3.9. Valores medios de las concentraciones de PT y NT, y correlaciones de Spearman rS de OD con PT y con NT para los períodos invierno-primavera de 2008 y verano-otoño de 2009.

	Valores medios		rS con OD	
	invierno-primavera	verano-otoño	invierno-primavera	verano-otoño
PT(ug/L)	124.9	2063	-0.37	-0.44
NT(ug/L)	5028	816	-0.43	-0.50

3.3. Relaciones entre la calidad del agua y las características de las cuencas de drenaje.

a. Período invierno-primavera de 2008

Las microcuencas que registraron bajos contenidos de materia orgánica en el suelo, registraron bajos valores de STS en agua ($rS=0.32$, $p<0.005$). También presentaron altos valores de STS en agua microcuencas con procesos activos de erosión de suelos ($rS=0.36$, $p<0.001$).

Los menores valores de transparencia en agua se registraron en microcuencas con suelos de bajo contenido de materia orgánica ($rS=0.4$, $p<0.001$) y pendientes bajas ($rS=0.50$, $p<0.005$). Los mayores valores de pH se registraron en microcuencas con pendientes bajas ($rS=0.50$, $p<0.005$) y suelos livianos ($rS=0.30$, $p<0.005$), mientras que los menores valores de alcalinidad y conductividad se registraron en microcuencas de alta densidad de población ($rS=0.38$, $p<0.001$; $rS=0.40$, $p<0.005$, respectivamente), pendientes bajas ($rS=0.38$, $p<0.005$; $rS=0.36$, $p<0.005$, respectivamente), alto número de vacunos ($rS=0.27$, $p<0.01$; $rS=0.29$, $p<0.005$, respectivamente) y puntos de muestreo donde el curso hídrico y su zona riparia presentaron bajos niveles de conservación ($rS=0.34$, $p<0.001$, en ambos casos).

b. Período verano-otoño de 2009

Los puntos de muestreo que registraron los mayores valores de STS en agua son los que presentaron menor coeficiente de elongación ($rS=-0.33$, $p<0.001$), mayores valores de materia orgánica en el suelo ($rS=0.35$, $p<0.001$), uso del suelo rural cerealero y forrajero ($rS=0.35$, $p<0.001$), hortifrutícola ($rS=0.3$, $p<0.001$) y menores superficies de usos forestal de especies exóticas ($rS=-0.37$, $p<0.001$). Estas microcuencas a su vez presentaron procesos erosivos activos ($rS=0.32$, $p<0.001$) y altas densidad de población ($rS=0.28$, $p<0.001$).

De forma semejante los puntos de muestreo que registraron los mayores valores de MOS, sus microcuencas presentaron menor superficie de suelos livianos ($rS=-0.36$, $p<0.005$), menor coeficiente de elongación ($rS=-0.33$, $p<0.001$), uso del suelo rural cerealero y forrajero ($rS=0.42$, $p<0.001$), hortifrutícola ($rS=0.30$, $p<0.001$) y menores superficies de uso forestal de especies exóticas ($rS=-0.47$, $p<0.001$). Estas microcuencas también presentaron procesos erosivos activos ($rS=0.38$, $p<0.001$), pequeñas superficies de suelos con erosión alta o muy alta ($rS=0.30$, $p<0.01$) y alta densidad de población ($rS=0.33$, $p<0.01$).

Los sitios que registraron valores altos de alcalinidad en agua correspondieron a microcuencas con usos del suelo cerealero y forrajero ($rS=0.27$, $p<0.001$), suelos con alto

contenido de materia orgánica ($rS=0.37$, $p<0.001$), elevada densidad de población ($rS=0.31$, $p<0.001$) y alto número de vacunos ($rS=0.26$, $p<0.01$).

Finalmente se registraron valores bajos de transparencia en agua en microcuencas con suelos con alto contenido de materia orgánica ($rS=0.3$, $p<0.02$), altas pendientes ($rS=0.3$, $p<0.01$) y uso rural cerealero forrajero ($rS=0.41$, $p<0.001$).

3.4. Relaciones entre características de las cuencas de drenaje versus PT y NT.

a. Período invierno-primavera de 2008

Las microcuencas que registraron mayores valores de PT en agua son las que presentaron las menores pendientes. De esta manera, las zonas con pendientes menores a 3% registraron valores más elevados de concentraciones de PT en agua ($rS=0.34$, $p<0.01$) y las zonas con pendientes entre 3 y 8% presentaron valores bajos de PT en agua ($rS=-0.32$, $p<0.01$).

En este período se registró que los mayores valores de PT en agua se presentaron en microcuencas con mayor intensidad en el uso del suelo urbano ($rS=0.30$, $p<0.01$), industrial ($rS=0.26$, $p<0.01$), urbanizaciones MEVIR ($rS=0.35$, $p<0.01$) y altas densidades de población urbana y rural ($rS=0.28$, $p<0.01$). Con respecto a la erosión del suelo, en aquellas microcuencas que se registraron suelos con erosión media, se registraron valores altos de PT ($rS=0.25$, $p<0.01$).

Excluyendo del análisis las microcuencas con uso industrial, las correlaciones de PT se incrementaron sensiblemente con la erosión media ($rS=0.3$, $p<0.04$). En este caso se detectó que los puntos de muestreo que registraron mayores concentraciones de PT presentaron su cauce hídrico y su zona riparia asociada en un nivel bajo de conservación ($rS=0.33$, $p<0.001$).

Para el caso de NT se encontró que sus concentraciones en agua se incrementan a medida que son mayores las precipitaciones acumuladas, tanto para el período de 30 días previo al muestreo ($rS=0.21$, $p<0.05$) como para el período de 60 días previos al muestreo ($rS=0.22$, $p<0.05$).

Las microcuencas con mayores concentraciones de NT en agua presentaron usos del suelo de mayor intensidad, como ser altas densidades de población urbana y rural ($rS=0.32$, $p<0.001$), cultivos cerealeros y forrajeros ($rS=0.23$, $p<0.03$) y usos hortifrutícolas ($rS=0.21$, $p<0.05$). De forma contraria las microcuencas con usos del suelo rural extensivos como ser cultivos forestales, presentaron bajas concentraciones de NT en agua ($rS=-0.31$, $p<0.001$).

Las microcuencas que presentaron pendientes mayores a 3% registraron bajas concentraciones de NT ($rS=-0.32$, $p<0.001$) y las zonas de pendientes bajas (menores a 3%) presentaron altos valores de NT ($rS=0.34$, $p<0.03$).

Excluyendo del análisis microcuencas con uso industrial, las correlaciones anteriores se incrementaron para pendientes altas ($rS=-0.53$, $p<0.03$) y también para pendientes bajas ($rS=0.52$, $p<0.03$). En este mismo escenario se detectó que los puntos de muestreo que registraron mayores concentraciones de NT, presentaron un bajo nivel de conservación de cauce hídrico y su zona riparia asociada ($rS=0.33$, $p<0.001$).

b. Período verano-otoño de 2009

Las microcuencas con menores valores de PT en agua registraron suelos de profundidad media y texturas medias a livianas ($rS=0.31$, $p<0.001$) y pendientes altas (mayores a 3%) ($rS=-0.25$, $p<0.05$). De forma contraria, los mayores valores de PT se registraron en microcuencas de pendientes bajas ($rS=0.3$, $p<0.01$) y suelos profundos y pesados ($rS=0.25$, $p<0.001$).

Los mayores valores de PT se registraron en microcuencas con usos industriales ($rS=0.42$, $p<0.001$), con alta densidad de población ($rS=0.47$, $p<0.001$) y con presencia de viviendas MEVIR ($rS=0.40$, $p<0.001$). Asimismo se registraron altos valores de PT en zonas de uso del suelo rural intensivo: usos hortifrutícola ($rS=0.35$, $p<0.001$), cultivos cerealeros y forrajeros ($rS=0.45$, $p<0.001$) y valores bajos de PT en zonas de usos extensivos como ser zonas cultivos forestales ($rS=-0.30$, $p<0.001$).

Las zonas de mayores concentraciones de PT estuvieron asociadas a microcuencas con erosión media ($rS=0.3$, $p=0.01$) y las zonas de menores concentraciones de PT a microcuencas de erosión severa o mayor ($rS=-0.3$, $p=0.01$).

No se encontraron correlaciones significativas entre el estado de conservación del cauce hídrico y la zona riparia asociada, y las concentraciones de PT obtenidas en agua (rS , $p>0.05$).

La relación entre las concentraciones de PT en agua y las características físicas y usos del suelo de la cuenca presentaron un comportamiento diferencial de acuerdo a las precipitaciones acumuladas previas a la realización del muestreo. De esta manera, el grupo de cuencas de mayores precipitaciones (mayores a 140 mm acumuladas en 30 días) presentó correlaciones mayores en lo que respecta a fuentes difusas (usos rurales intensivos, densidad de población y erosión del suelo) frente al conjunto de microcuencas de precipitaciones menores a 140 mm. En este sentido, para las cuencas de mayores precipitaciones, las correlaciones ($p<0.001$) entre PT y densidad de población, uso

hortifrutícola, uso cerealeros y erosión de suelo fueron respectivamente, $R^2=0.55$, $R^2=0.39$, $R^2=0.48$ y $R^2=0.37$, y para las microcuencas de menores precipitaciones fueron respectivamente $R^2=0.27$, $R^2=0.32$, $R^2=0.38$ y $R^2=0.26$.

De forma contraria ocurrió con fuentes puntuales, siendo $rS=0.45$, $p<0.001$ en cuencas de menor precipitación y $rS=0.40$, $p<0.001$ en cuencas de mayor precipitación. Finalmente en microcuencas con bajas precipitaciones acumuladas, la superficie de humedales se asoció a altas concentraciones de PT en agua ($rS=0.42$, $p<0.001$), mientras que en microcuencas de precipitaciones altas se registraron valores inversos ($rS=-0.34$, $p<0.001$).

Excluyendo del análisis las microcuencas que presentaron usos industriales las correlaciones registradas fueron semejantes, pero en todos los casos superiores a las presentadas anteriormente. En este caso, los mayores valores de PT se registraron en puntos de muestreo en los cuales el estado de conservación del cauce hídrico y la zona riparia asociada era bajo ($rS= 0.47$, $p<0.001$).

Los mayores valores de NT en agua se registraron en microcuencas con altas precipitaciones en los 30 y 60 días previos al muestreo, ($rS=0.27$, $p=0.01$; $rS=0.25$, $p=0.02$ respectivamente).

Las microcuencas con suelos de profundidad media y textura media registraron bajos valores de NT en agua ($rS=-0.46$, $p=0.01$), mientras que las microcuencas con suelos profundos y pesados registraron valores altos ($rS=0.55$, $p=0.04$).

Los valores altos de NT se registraron en microcuencas con altas densidades de población ($rS=0.34$, $p<0.01$), usos del suelo intensivos, como ser usos industriales ($rS=0.24$, $p=0.03$) y alto número de vacunos ($rS=0.25$, $p<0.01$).

Excluyendo del análisis las microcuencas que presentaron usos industriales se obtuvieron correlaciones semejantes y siempre superiores a las registradas anteriormente. Asimismo se registraron altos valores de NT en zonas de pendientes bajas ($rS=0.46$, $p=0.002$), y de forma contraria, bajos valores de NT en zonas de pendientes altas ($rS=-0.4$, $p=0.002$).

3.5. Modelación de los aportes de PT y NT

A partir de las correlaciones presentadas en la etapa anterior se logró identificar los procesos que permiten explicar la variabilidad en los valores de PT y NT en ambos períodos. En este sentido se identificaron y seleccionaron las variables y los parámetros (variables explicativas) para la elaboración de los modelos (Tabla 3.10).

Tabla 3.10. Variables identificadas y seleccionadas para la elaboración de los modelos de NT y PT.

Grupo	Variable	Tipo de variable
Uso y cobertura del suelo	Superficie de uso cerealero-forrajero (SCF)	continua
Uso y cobertura del suelo	Superficie de uso hortifrutícola (SHF)	continua
Erosión-degradación del suelo	Superficie con erosión activa (SEA)	continua
Uso y cobertura del suelo	Actividad ganadera (AG)	continua
Demografía	Densidad de población (DP)	continua
Aportes de fuentes puntuales	Número de viviendas MEVIR (NVM)	continua
Uso y cobertura del suelo	Superficie de uso urbano (SUU)	continua
Aportes de fuentes puntuales	Presencia/ausencia de industrias (UI)	categorica
Estado de conservación de zonas riparias	Zona riparia (ZR)	categorica
Calidad de Agua	Oxígeno disuelto (OD)	continua

En primera instancia se generó un modelo GLM a los efectos de explicar valores de PT y NT a partir de las variables explicativas.

Posteriormente se recurrió a modelos GAM a los efectos de considerar posibles relaciones no lineales entre las concentraciones de PT y NT y las variables explicativas. Se consideraron las 3 dimensiones determinantes de la dinámica de nutrientes a escala de cuenca de forma de integrar los procesos que ocurren a diferentes escalas espaciales: 1) cuenca alta y media, 2) zona riparia y 3) interior del curso hídrico (Fig. 3.17).

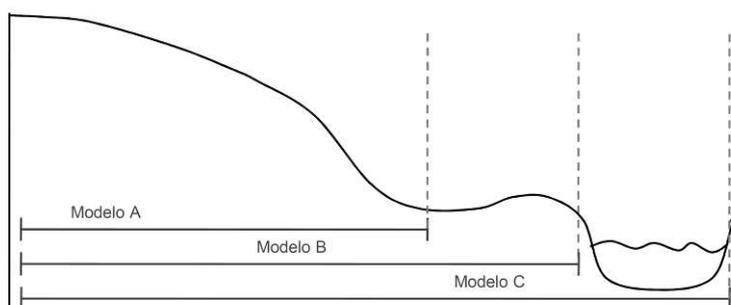


Figura 3.17. Dimensiones consideradas para la elaboración de los modelos. En el Modelo A se consideran los procesos que ocurren en la cuenca alta y media (erosión de suelos, escurrimiento y aportes puntuales) pero no los procesos que ocurren en la zona riparia (retención de nutrientes, aportes de materia orgánica y aportes de nutrientes por erosión de márgenes fluviales) y al interior del curso hídrico (liberación de fósforo desde los sedimentos y desnitrificación). En el Modelo B se consideran los procesos en la cuenca alta y media y en la zona riparia pero no los que ocurren al interior del curso hídrico. En el Modelo C se consideran los procesos que ocurren en las tres zonas.

a. Modelación de aportes de PT para el período invierno-primavera de 2008.

El GLM generado presentó un ajuste $R^2 = 0.44$, $p < 0.001$, $n = 92$.

Posteriormente se recurrió a la generación de modelos GAM, los cuales permitieron explicar entre el 29,8% y el 56,1% de la variabilidad de PT para el período invernal (Tabla 3.11).

Se procedió a la elaboración de modelos GAM que progresivamente incorporaban las variables explicativas de las concentraciones de PT en agua. En este sentido el Modelo A presentó una correlación entre los valores predichos y los valores de respuesta de $R^2 = 0.34$ $p < 0.001$, el Modelo B: $R^2 = 0.30$ $p < 0.001$ y el Modelo C: $R^2 = 0.56$ $p < 0.001$.

Tabla 3.11. Modelos GAM de distribución normal elaborados para PT en el período invierno-primavera de 2008, en base a las 3 principales dimensiones vinculadas a la movilización de PT desde la cuenca hacia el curso hídrico. Se presentan para cada caso las variables componentes del modelo, la correlación entre los valores predichos y los valores de respuesta (R^2), el criterio de información de Akaike (AIC), la diferencia de AIC (ΔAIC) de cada modelo y el modelo de menor AIC y el criterio de validación cruzada generalizada (GCV).

	Variables										R^2	AIC	ΔAIC	GCV
Modelo C	SCF	SHF	SUU	DP	NVM	SEA	AC	UI	ZR	OD	0.56	41.3		0.105
Modelo A	SCF	SHF	SUU	DP	NVM	SEA	AC	UI			0.34	66.0	24.7	0.121
Modelo B	SCF	SHF	SUU	DP	NVM	SEA	AC	UI	ZR		0.30	74.2	32.9	0.121

La incorporación de la variable zona riparia generó una reducción de la varianza explicada (4%) además de incrementar el AIC en 8.2. De forma contraria la incorporación de la variable oxígeno disuelto generó un incremento del R^2 de 0.26, además de una disminución del AIC de 32.9.

El error de validación cruzada generalizada fue menor para el Modelo C, presentando los modelos A y B iguales errores (0.016).

En la tabla 3.12 se presenta la significancia del suavizado de cada variable continua en el Modelo C y en la figura 3.18 se presenta, para las variables con significancia $p < 0.1$ en el Modelo C, la relación entre PT y las variables independientes y la contribución de cada variable independiente al modelo GAM.

Cabe recordar que para este período las correlaciones entre PT y las variables independientes fueron: $OD \Rightarrow rS = -0.37$, $p < 0.001$; $NVM \Rightarrow rS = 0.35$, $p < 0.01$; $SUU \Rightarrow rS = 0.30$ $p < 0.01$; $DP \Rightarrow rS = 0.28$, $p < 0.01$; $SEA \Rightarrow rS = 0.25$, $p < 0.01$.

Las variables que mayor contribución generan al Modelo C son: oxígeno disuelto, superficie urbana, actividad ganadera y densidad de población (Fig.3.18). Mientras las tres primeras variables contribuyeron al modelo principalmente cuando presentaron valores bajos, la variable densidad de población contribuyó mayoritariamente cuando presentó valores altos. Las variables número de viviendas MEVIR y superficie de suelo con erosión activa contribuyeron en menor medida al modelo y finalmente la contribución de la superficie de uso hortifrutícola y cerealera-forrajera fue muy baja.

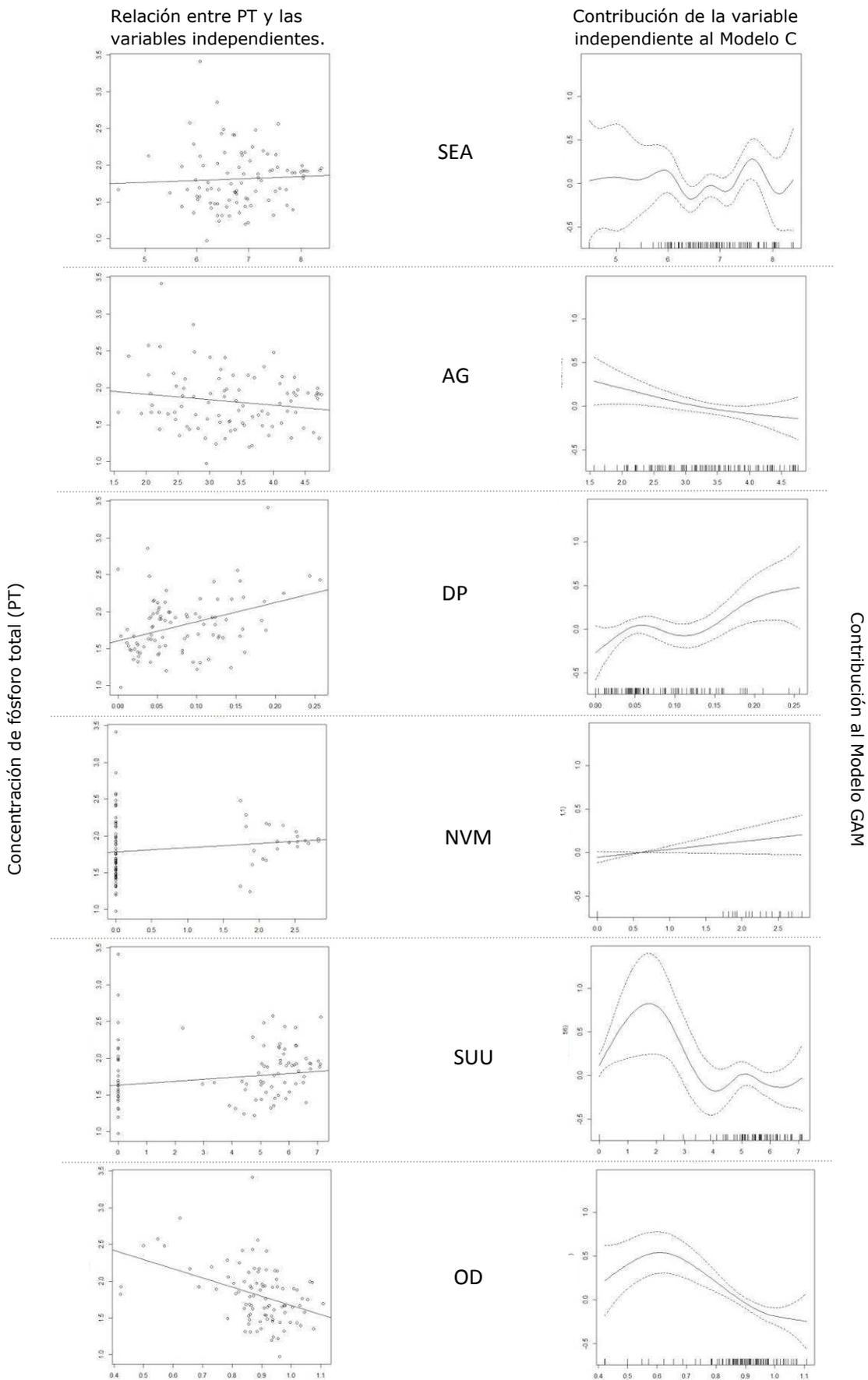


Figura 3.18. Relación entre PT y las variables independientes según los GAM, superficie de erosión activa (SEA), actividad ganadera (AG), densidad de población (DP), número de viviendas MEVIR (NVM), superficie de uso urbano (SUU) y oxígeno disuelto (OD), para el período invierno-primavera de 2008, presentando para cada caso la línea de regresión lineal (izquierda). Contribución de cada variable independiente (eje y) al modelo GAM (derecha), en función del valor de la variable (eje x). En ambos casos se presentan únicamente las variables con significancia $p < 0.1$ en el Modelo C.

Tabla 3.12. Significancia del suavizado de cada variable continua en la elaboración del Modelo C para PT en el período invierno-primavera de 2008.

Variabes	p (suavizado)
SCF	>0.1
SHF	>0.1
SUU	<0.05
DP	<0.05
NVM	<0.1
SEA	<0.1
AG	<0.05
OD	<0.001

b. Modelación de aportes de PT para el período verano-otoño de 2009.

El GLM generado presentó un ajuste $R^2 = 0.49$, $p < 0.001$ ($n=87$).

Posteriormente se recurrió a la generación de modelos GAM. Los modelos elaborados permitieron explicar entre el 57,9% y el 68,7% de la variabilidad de PT para el período verano-otoño de 2009 (Tabla 3.13).

El Modelo A presentó una correlación entre los valores predichos y los valores de respuesta: $R^2 = 0.58$, $p < 0.001$. Posteriormente se integraron al análisis los procesos ocurridos en la zona riparia. En este caso el Modelo B presentó una correlación entre los valores predichos y los valores de respuesta: $R^2 = 0.64$, $p < 0.001$. Finalmente se integraron los procesos ocurridos al interior del curso hídrico, presentando el Modelo C un $R^2 = 0.69$, $p < 0.001$.

Tabla 3.13. Modelos GAM de distribución normal elaborados para PT en el período verano-otoño de 2009, en base a las 3 principales dimensiones vinculadas a la movilización de PT desde la cuenca hacia el curso hídrico. Se presentan para cada caso las variables componentes del modelo, la correlación entre los valores predichos y los valores de respuesta (R^2), el criterio de información de Akaike (AIC), la diferencia de AIC (ΔAIC) de cada modelo y el modelo de menor AIC y el criterio de validación cruzada generalizada (GCV).

	Variables										R^2	AIC	ΔAIC	GCV
Modelo C	SCF	SHF	SEA	AC	DP	NVM	SU	UI	ZR	OD	0.69	43.0		0.105
Modelo B	SCF	SHF	SEA	AC	DP	NVM	SU	UI	ZR		0.64	56.9	13.9	0.126
Modelo A	SCF	SHF	SEA	AC	DP	NVM	SU	UI			0.58	66.6	23.6	0.134

De esta manera la incorporación de las variables zona riparia y oxígeno disuelto generan un incremento del R^2 respectivamente de 0.07 y 0.05. Estas incorporaciones también generan una disminución del AIC de 9.7 y 23.6.

La incorporación de las variables zona riparia y oxígeno disuelto generan una disminución del GCV respectivamente de 0.029 y 0.0021. En este sentido el error de validación cruzada generalizada fue menor para el Modelo C, seguido del Modelo A y finalmente el Modelo B.

En la tabla 3.14 se presenta la significancia del suavizado de cada variable continua en el Modelo C y en la figura 3.19 se presenta, para las variables con significancia $p < 0.1$ en el Modelo C, la relación entre PT y las variables independientes y la contribución de cada variable independiente al modelo GAM.

Cabe recordar que para este período las correlaciones entre PT y las variables independientes fueron: DP $\Rightarrow rS=0.47$, $p < 0.001$; SCF $\Rightarrow rS=0.45$, $p < 0.001$; OD $\Rightarrow rS=-0.43$, $p < 0.001$; NVM $\Rightarrow rS=0.40$, $p < 0.01$; SEA $\Rightarrow rS=0.25$, $p < 0.001$ y SHF $\Rightarrow rS=0.35$, $p < 0.001$

Tabla 3.14. Significancia del suavizado de cada variable continua en la elaboración del Modelo C para PT en el período verano-otoño de 2009.

VARIABLE	p
SCF	<0.001
SHF	<0.1
SUU	>0.1
DP	<0.001
NVM	<0.1
SEA	<0.1
AG	>0.1
OD	<0.001

Las variables que mayor contribución generaron al Modelo C fueron: densidad de población, superficie de uso cerealero-forrajero y oxígeno disuelto en agua. Mientras las dos primeras variables contribuyeron al modelo principalmente cuando presentaron valores altos, la variable oxígeno disuelto contribuyó mayoritariamente cuando presenta valores bajos.

Las variables superficie de uso hortifrutícola, número de viviendas MEVIR y superficie de suelo con erosión activa contribuyeron en menor medida al modelo y finalmente la contribución de la superficie urbana y la actividad ganadera fue muy baja.

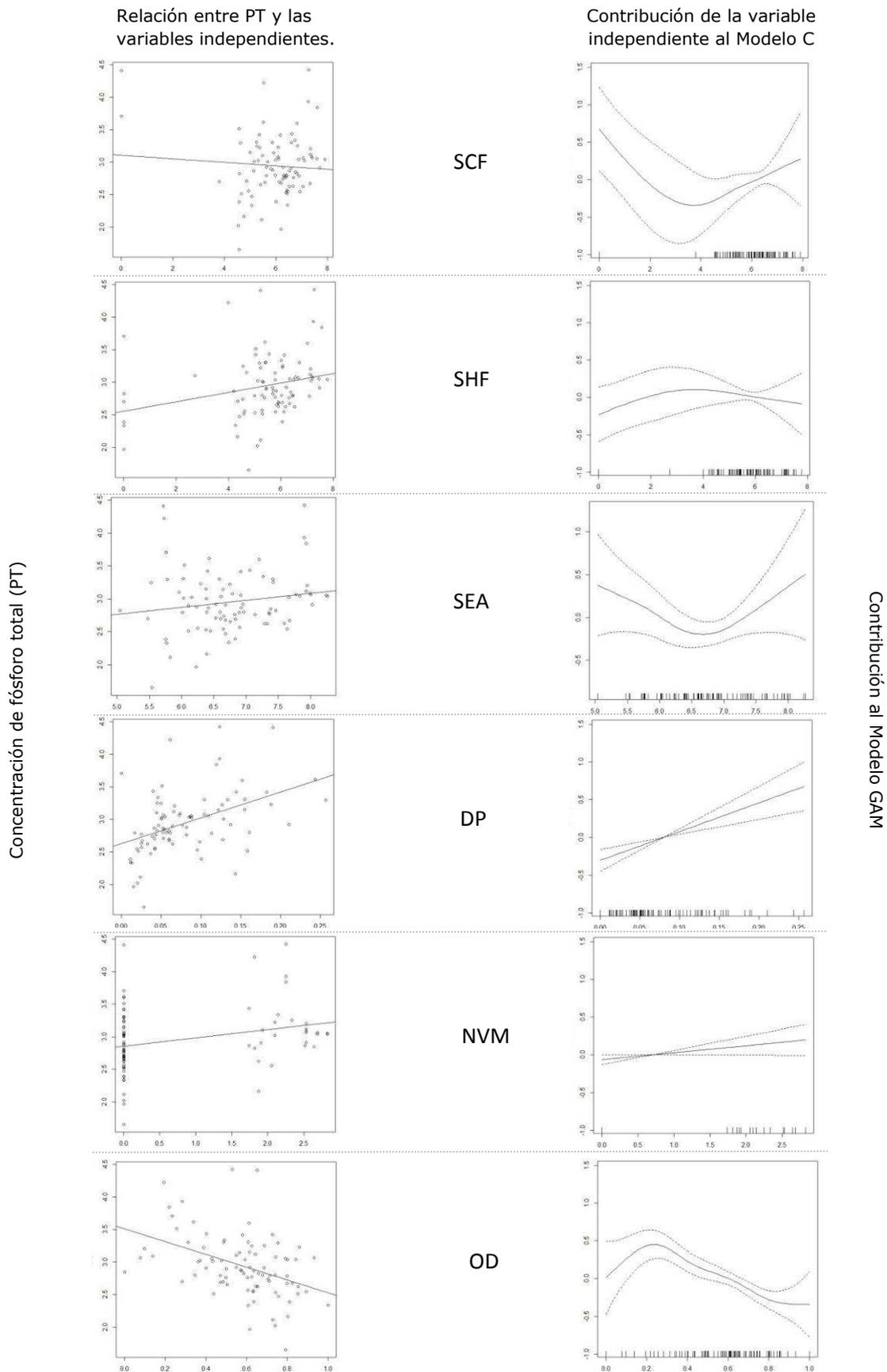


Figura 3.19. Relación entre PT y las variables independientes según los GAM, superficie de uso cerealero-forrajero (SCF), superficie de uso horti-frutícola (SHF), superficie de erosión activa (SEA), actividad ganadera (AG), densidad de población (DP), número de viviendas MEVIR (NVM) y oxígeno disuelto (OD), para el período verano-otoño de 2009, presentando para cada caso la línea de regresión lineal (izquierda). Contribución de cada variable independiente (eje y) al modelo GAM (derecha), en función del valor de la variable (eje x). En ambos casos se presentan únicamente las variables con significancia $p < 0.1$ en el Modelo C.

A continuación se presenta en la figura 3.20 los gráficos de la relación entre SHF, SCF vs PT, y la contribución de cada una de estas variables al GAM para las microcuencas que presentaron valores mayores a 0 en estas variables independientes.

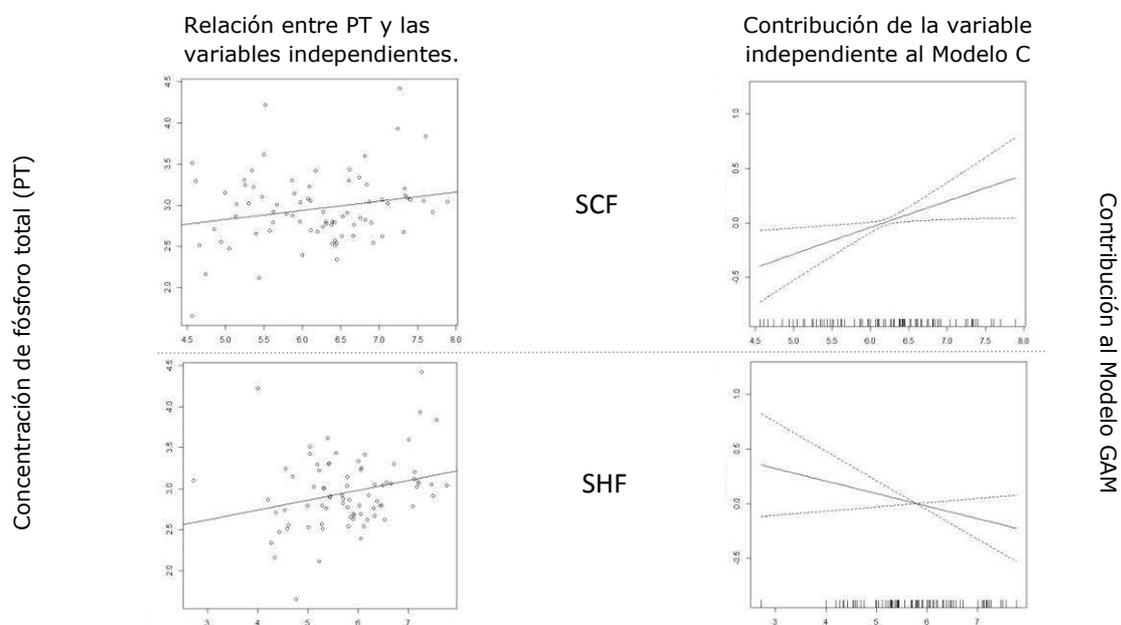


Figura 3.20. Relación entre PT y las variables independientes según los GAM, superficie de uso cerealero-forrajero (SCF), superficie de uso horti-frutícola (SHF) para el período verano-otoño de 2009, presentando para cada caso la línea de regresión lineal (izquierda). Contribución de cada variable independiente (eje y) al modelo GAM (derecha), en función del valor de la variable (eje x). En ambos casos se presentan únicamente las variables con significancia $p < 0.1$ en el Modelo C.

c. Modelación de aportes de NT para el período invierno-primavera de 2008

El GLM generado presentó un ajuste $R^2 = 0.45$, $p < 0.001$ ($n=92$).

Los modelos GAM elaborados a continuación permitieron explicar entre el 44% y el 60% de la variabilidad de NT para el período invierno-primavera de 2008 (Tabla 3.15). El Modelo A presentó una correlación entre los valores predichos y los valores de respuesta: $R^2 = 0.44$, $p < 0.001$, el Modelo B: $R^2 = 0.44$ $p < 0.001$ y el Modelo C: $R^2 = 0.60$ $p < 0.001$.

La incorporación de la variable zona riparia generó un incremento de la varianza explicada de 1% pero generó un incremento del AIC en 1.4. La incorporación de la variable oxígeno disuelto generó un incremento del R^2 de 0.16, además de una disminución del AIC de 25.

La incorporación de la variable oxígeno disuelto generó la disminución del GCV (0.026), lo cual generó que el error de la validación cruzada generalizada fuera menor para el Modelo C, seguido del Modelo A y finalmente el Modelo B.

En la Figura 3.21 se presenta, para las variables con significancia $p < 0.1$ en el Modelo C (Tabla 3.16), la relación entre NT y las variables independientes y la contribución de cada variable al modelo.

Cabe recordar para este período las correlaciones entre NT y las variables independientes: $OD \Rightarrow rS = -0.44$, $p < 0.001$; $DP \Rightarrow rS = 0.32$, $p < 0.001$; $SCF \Rightarrow rS = 0.23$, $p < 0.03$ y $SHF \Rightarrow rS = 0.23$, $p < 0.05$.

Tabla 3.15. Modelos GAM de distribución normal elaborados para NT en el período invierno-primavera de 2008, en base a las 3 principales dimensiones vinculadas a la movilización de NT desde la cuenca hacia el curso hídrico. Se presentan para cada caso las variables componentes del modelo, la correlación entre los valores predichos y los valores de respuesta (R^2), el criterio de información de Akaike (AIC), la diferencia de AIC (ΔAIC) de cada modelo y el modelo de menor AIC y el criterio de validación cruzada generalizada (GCV).

	Variables										R^2	AIC	ΔAIC	GCV
Modelo C	SCF	SHF	SEA	AG	DP	NVM	SUU	UI	ZR	OD	0.60	50.3		0.110
Modelo A	SCF	SHF	SEA	AG	DP	NVM	SUU	UI			0.44	73.9	23.6	0.131
Modelo B	SCF	SHF	SEA	AG	DP	NVM	SUU	UI	ZR		0.44	75.3	25.0	0.136

Tabla 3.16. Significancia del suavizado de cada variable continua en la elaboración del Modelo C para NT en el período invierno-primavera de 2008.

Variables	p
SCF	<0.05
SHF	>0.1
SUU	<0.1
DP	<0.001
NVM	>0.1
SEA	>0.1
AC	>0.1
OD	<0.001

Las variables que mayor contribución generaron al Modelo C fueron: oxígeno disuelto, superficie de uso cerealero, forrajero y densidad de población (Fig. 3.21), contribuyendo mayoritariamente cuando registraron valores bajos, medios y altos respectivamente. La variable superficie urbana contribuyó en menor medida al modelo y la contribución de las variables superficie hortifrutícola, actividad ganadera, número de viviendas MEVIR y superficie de erosión activa, fue muy baja.

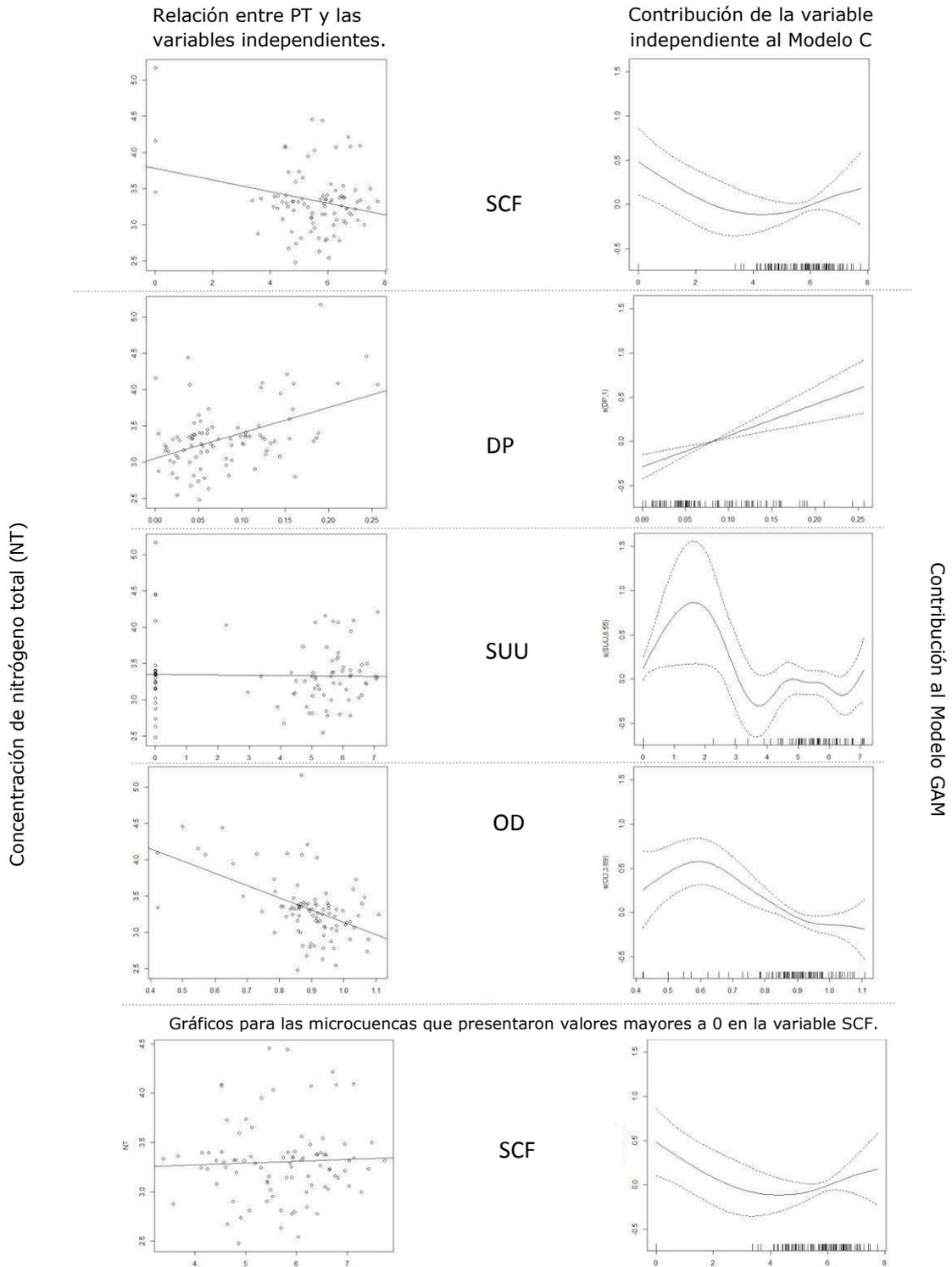


FIG. 3.21. Relación entre NT y las variables independientes según los GAM, superficie de uso cerealero-forrajero (SCF), densidad de población (DP), superficie de uso urbano (SUU) y oxígeno disuelto (OD), para el período invierno-primavera de 2008, presentando para cada caso la línea de regresión lineal (izquierda). Contribución de cada variable independiente (eje y) al modelo GAM (derecha), en función del valor de la variable (eje x). En ambos casos se presentan únicamente las variables con significancia $p < 0.1$ en el Modelo C.

d. Modelación de aportes de NT para el período verano-otoño de 2009.

El GLM generado presentó un ajuste $R^2 = 0.18$, $p < 0.001$ ($n=87$).

Los modelos GAM elaborados a continuación permitieron explicar entre el 38% y el 61% de la variabilidad de NT para el período verano-otoño de 2009 (Tabla 3.17).

El Modelo A presentó una correlación entre los valores predichos y los valores de respuesta: $R^2 = 0.38$, $p < 0.001$. Posteriormente se integraron al análisis los procesos ocurridos en la zona riparia, presentando el Modelo B un $R^2 = 0.41$, $p < 0.001$. Finalmente se integraron los procesos ocurridos al interior del curso hídrico, presentando en este caso el Modelo C un $R^2 = 0.61$, $p < 0.001$.

La incorporación de la variable oxígeno disuelto generó un marcado aumento de la varianza explicada (0.2), y una notoria reducción del AIC (36).

En el mismo sentido, el error de validación cruzada generalizada fue menor para el Modelo C que para los Modelos A y B.

Tabla 3.17. Modelos GAM de distribución normal elaborados para NT en el período verano-otoño de 2009, en base a las 3 principales dimensiones vinculadas a la movilización de NT desde la cuenca hacia el curso hídrico. Se presentan para cada caso las variables componentes del modelo, la correlación entre los valores predichos y los valores de respuesta (R^2), el criterio de información de Akaike (AIC), la diferencia de AIC (ΔAIC) de cada modelo y el modelo de menor AIC y el criterio de validación cruzada generalizada (GCV).

	Variables										R^2	AIC	ΔAIC	GCV
Modelo C	SCF	SHF	SEA	AG	DP	NVM	SUU	UI	ZR	OD	0.61	103		0.208
Modelo B	SCF	SHF	SEA	AG	DP	NVM	SUU	UI	ZR		0.41	139	36	0.304
Modelo A	SCF	SHF	SEA	AG	DP	NVM	SUU	UI			0.38	139	36	0.296

En la tabla 3.18 se presenta la significancia del suavizado de cada variable continua en el Modelo C y en la figura 3.22 se presenta, para las variables con significancia $p < 0.1$ en el Modelo C, la relación entre NT y las variables independientes y la contribución de cada variable al modelo.

Cabe recordar que en este período las correlaciones entre NT y las variables independientes fueron: $OD \Rightarrow rS = -0.50$, $p < 0.001$; $DP \Rightarrow rS = 0.34$, $p < 0.001$; $AC \Rightarrow rS = 0.2$, $p < 0.05$.

Tabla 3.18. Significancia del suavizado de cada variable continua en la elaboración del Modelo C para PT en el período verano-otoño de 2009.

Variables	p
SCF	<0.05
SHF	<0.05
SUU	>0.1
DP	<0.01
NVM	>0.1
SEA	>0.1
AG	<0.1
OD	<0.001

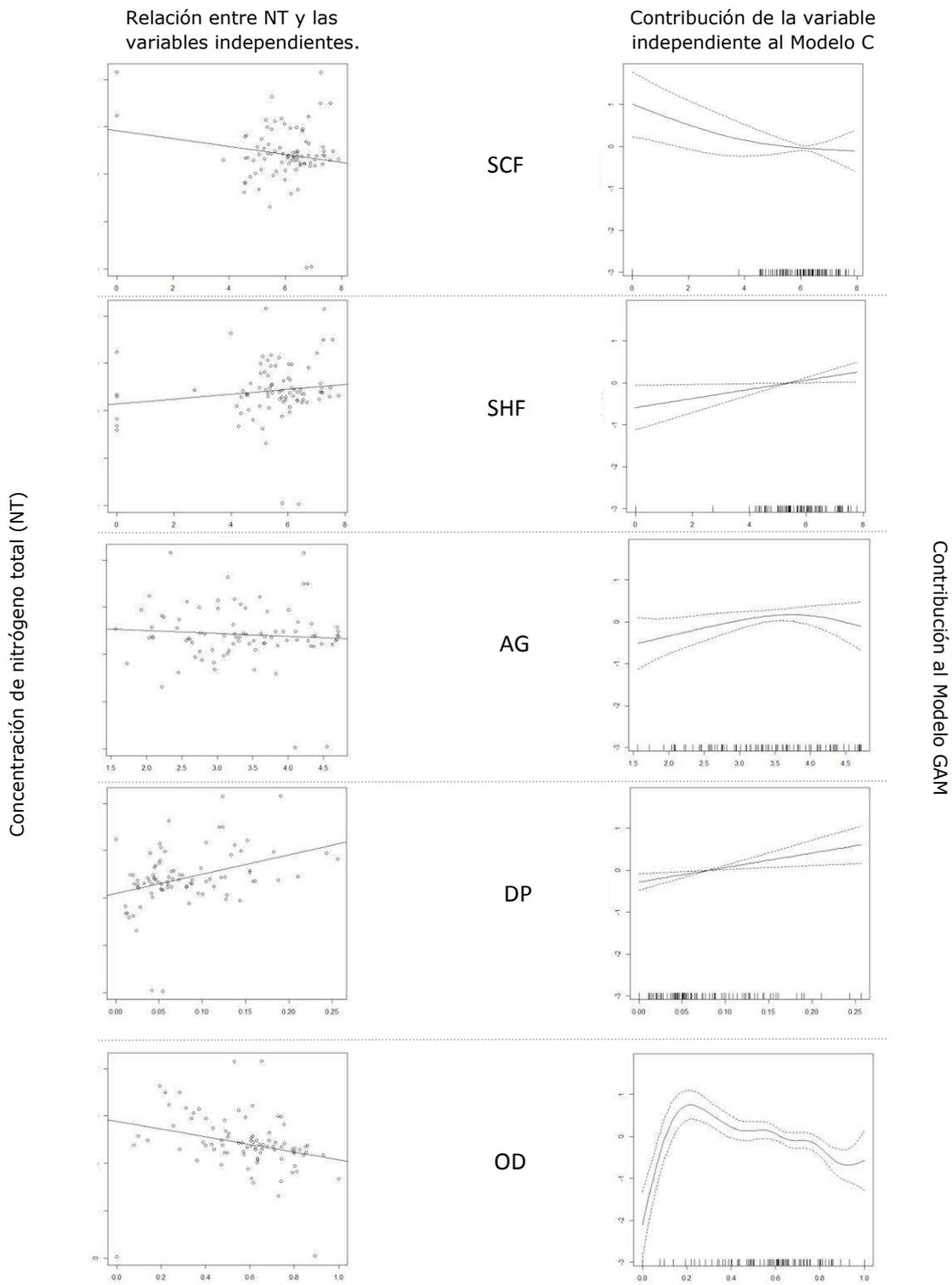


Figura 3.22. Relación entre NT y las variables independientes según los GAM, superficie de uso cerealero-forrajero (SCF), superficie de uso hortifrutícola (SHF), actividad ganadera (AG), densidad de población (DP) y oxígeno disuelto (OD), para el período verano-otoño de 2009, presentando para cada caso la línea de regresión lineal (izquierda). Contribución de cada variable independiente (eje y) al modelo GAM (derecha), en función del valor de la variable (eje x). En ambos casos se presentan únicamente las variables con significancia $p < 0.1$ en el Modelo C.

A continuación se presenta en la figura 3.23 los gráficos de la relación entre SHF, SCF vs NT, y la contribución de cada una de estas variables al GAM, para el período estival, para las microcuencas que presentaron valores mayores a 0 en estas variables independientes.

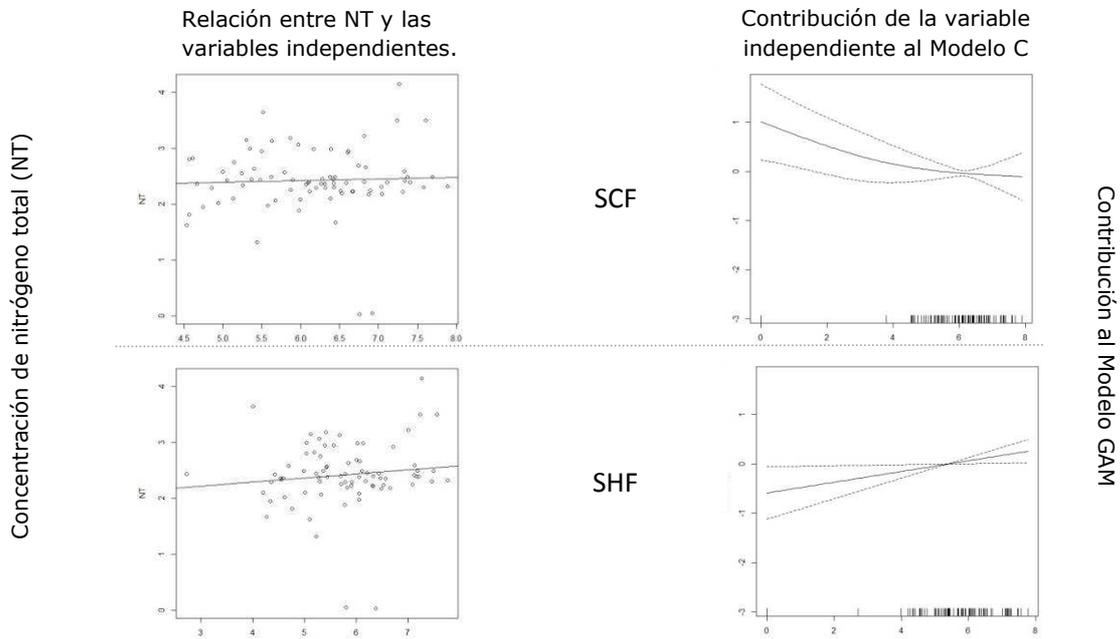


Figura 3.23. Relación entre NT y las variables independientes según los GAM, superficie de uso cerealero-forrajero (SCF), superficie de uso hortifrutícola (SHF), para el período verano-otoño de 2009, presentando para cada caso la línea de regresión lineal (izquierda). Contribución de cada variable independiente (eje y) al modelo GAM (derecha), en función del valor de la variable (eje x). En ambos casos se presentan únicamente las variables con significancia $p < 0.1$ en el Modelo C.

Las variables que mayor contribución generaron al Modelo C fueron: oxígeno disuelto, y densidad de población, contribuyendo mayoritariamente cuando presentaron valores bajos y altos respectivamente. Las variables superficie hortifrutícola y superficie cerealera-forrajera contribuyeron en menor medida, siendo mayor la contribución en valores altos de SCF y valores bajos de SHF. La variable actividad ganadera presenta una contribución baja, que aumenta a medida que se incrementa el número de vacunos, y las variables número de viviendas MEVIR, superficie de erosión activa y superficie urbana presentaron una contribución muy baja.

4. DISCUSIÓN

4.1. Participación de las variables de uso y estructurales en la explicación de la distribución espacial de la concentración de NT y PT en los sistemas lóticos

Los parámetros de calidad de agua analizados, principalmente concentración de NT y PT, registraron diferencias notorias entre los períodos analizados en 2008 y 2009.

No se registraron cambios de mayor relevancia en los usos del suelo rural, a excepción de los referentes a los cambios de cobertura vegetal explicados por las diferencias en las estaciones consideradas (invierno-primavera y verano-otoño). No obstante, las actividades agropecuarias desarrolladas en la zona presentan marcadas diferencias temporales en cuanto a su gestión, principalmente en lo que respecta a la aplicación de fertilizantes, la que se realiza mayoritariamente en primavera.

A excepción de los parámetros meteorológicos, las variables estructurales de la cuenca no presentan diferencias significativas entre los dos períodos considerados. Esta situación resalta la incidencia de las condiciones meteorológicas de cada período analizado sobre las concentraciones de NT y PT. Si bien en el período invierno-primavera se registraron menores precipitaciones que en el período verano-otoño, las menores temperaturas probablemente determinaron una menor evapotranspiración, y consecuentemente mayor disponibilidad de agua en suelos y cursos. En el período estival, las elevadas temperaturas probablemente determinaron altos valores de evapotranspiración, generando un escenario de déficit hídrico. Esto posiblemente generó una reducción de la capacidad de dilución, lo que aditivamente con el aumento de temperatura (y la reducción del porcentaje de saturación de oxígeno entre los períodos analizados en 2008 y 2009) probablemente favoreció directa o indirectamente la intensificación del proceso de desnitrificación y de liberación de fósforo desde sedimentos del lecho fluvial, procesos documentados para otras zonas por Follet (2008) y Olli et al. (2009) respectivamente. Esta situación permite explicar los menores valores de nitrógeno total y los mayores valores de fósforo total en el período de verano y pone en evidencia la importancia de los procesos que ocurren al interior de cursos hídricos y su vinculación con las variables atmosféricas. En este sentido, el registro del oxígeno disuelto en agua aporta información para entender los procesos internos que se desarrollan en el curso hídrico.

En el mismo sentido las relaciones encontradas entre las variables estructurales y de uso, con las concentraciones de NT y PT, fueron superiores en su mayoría en el período estival que en período invernal. Esto puede vincularse a que las mayores precipitaciones intensificaron los procesos de movilización de nutrientes (dilución y transporte de material particulado asociado al fenómeno de erosión de suelo; escurrimiento superficial, subsuperficial y profundo) (Quinton et al. 2001, Olli et al. 2009). Además, y asociado al aumento de la capacidad de dilución, en las microcuencas donde se registraron mayores precipitaciones fueron mayores las correlaciones entre las concentraciones de PT (y NT) y las variables estructurales, y disminuyeron las correlaciones con la presencia de fuentes puntuales. Esto concuerda con lo documentado por Bowes et al. (2008), quienes plantean

que los aportes de PT desde fuentes puntuales determinan menores concentraciones en cursos con caudales altos que en cursos con caudales bajos. Estos autores también plantean una situación opuesta para las fuentes no puntuales.

El patrón espacial de calidad de agua encontrado en el período invierno-primavera se mantuvo parcialmente en el período verano-otoño, lo que evidencia que los cambios intra-
anuales determinados por forzantes naturales (ej. estacionalidad y variabilidad climática) o antrópicos (ej. manejo de predios agrícolas con fines productivos), serían capaces de alterar las relaciones entre las variables de uso y las variables estructurales, generando cambios diferenciales en los procesos de movilización y retención de nutrientes.

El área de estudio presenta notorias diferencias espaciales en cuanto a sus variables estructurales y de uso, identificándose gradientes bien diferenciados. Hacia el sur con predominancia de usos urbanos e industriales, usos rurales intensivos y altas densidades de población; hacia el oeste donde se encuentran los suelos de mayor aptitud agrícola y se registra una predominancia de usos rurales intensivos; hacia el este con predominancia de suelos con procesos erosivos severos y muy severos, uso del suelo rural mayoritariamente forestal y ganadero de baja dotación, y bajas densidades de población; y finalmente en la zona central que comparte características de las tres zonas anteriores. Claramente se observa que tanto los usos industriales como los usos del suelo rural de mayor intensidad se localizan asociados a los suelos de mayor aptitud y a los mayores asentamientos poblacionales. De forma contraria, los suelos que actualmente no admiten usos intensivos se asocian a densidades de poblaciones muy bajas. Por lo tanto, en zonas de importantes centros poblados, la matriz espacial integra usos industriales y rurales intensivos, además de los urbanos.

Los puntos de muestreo que registraron los mayores valores en las concentraciones de PT y NT se han localizado mayoritariamente al sur y en el centro de la zona de estudio, y en menor medida al oeste y este. Los resultados obtenidos concuerdan con lo documentado en estudios previos que vinculan la calidad de agua a escala local con los tipos e intensidades en el uso del suelo, siendo los aportes de fuentes puntuales, desagües industriales y saneamiento urbano, los que generan los mayores efectos en las concentraciones de nutrientes en sistemas acuáticos (Wang et al. 2001, Sliva y Willams 2001), seguido de los efectos generados por fuentes difusas como ser usos agrícolas y erosión de suelo (Carpenter et al. 1998) y finalmente zonas con erosión de los márgenes fluviales (Zaimes et al. 2008). En este sentido las correlaciones entre PT y NT con las variables de la cuenca, fueron mayoritariamente superiores en ambos períodos para las fuentes puntuales, y se ordenaron de forma decreciente de la siguiente manera para PT en el período invierno-primavera: viviendas MEVIR, superficie urbana, densidad de población, uso industrial y en último lugar superficie de suelos con erosión activa; y para el período verano-otoño: densidad de población, usos forrajeros y cerealeros, uso industrial, viviendas MEVIR, superficie urbana, usos hortofrutícolas, y finalmente superficie de suelos con erosión activa. Para NT en el período invierno-primavera: densidad de población, cultivos cerealeros y forrajeros y usos

hortifrutícolas y para el período verano-otoño: densidad de población, número de vacunos y usos industriales. Esto marca claramente la importancia de las variables de uso de la cuenca, y principalmente de las fuentes puntuales, en las concentraciones de nutrientes registradas en agua.

Para el resto de las variables de uso y la totalidad de las variables estructurales, en los casos que registraron una relación significativa con las concentraciones de PT y NT, generalmente fueron menores que las registradas para las fuentes puntuales. De esta manera se constató que las variables estructurales de la cuenca presentan un comportamiento secundario frente a las variables de uso del suelo, lo cual presenta concordancia con estudios realizados en regiones climáticas disímiles y con diferentes usos del suelo (Carpenter et al. 1998, Neal et al. 2005).

Prairie y Kalff (1986), y Kalff (2002), encontraron una relación positiva entre la superficie de la cuenca y la concentración de nutrientes en cursos hídricos receptores. Esta relación (al igual que con el resto de los parámetros morfométricos analizados, incluyendo el orden del curso hídrico) no fue constatada en este trabajo, no encontrándose relación entre las concentraciones de NT y PT y el tamaño de la cuenca. Esto se puede deber, entre otros factores, a la heterogeneidad interna de las microcuencas analizadas y a la variabilidad existente entre ellas.

Estos autores, al igual que Silva y Williams (2001) también documentaron la relación negativa entre las pendientes y calidad de agua, debido a que mayores pendientes posibilitan mayores flujos de escurrimiento superficial y subsuperficial, y también mayores tasas de erosión (Wischmeir y Smith 1978, Strahler y Strahler 1994). En el presente estudio esta relación tampoco fue significativa. Se presume que los resultados encontrados se encuentran determinados por decisiones productivas de los productores rurales, los cuales no realizan una misma gestión predial en zonas del paisaje con topografía diferente. Esto se sostiene al constatar que, en los casos donde se encontró una relación entre pendientes/nutrientes, la misma fue negativa, es decir que las microcuencas con pendientes más bajas son las que registran mayores valores de NT y PT. Esta situación, habitual en la zona de estudio, ocurre debido a que las zonas de pendientes más bajas presentan suelos de mayor aptitud agrícola y por tanto registran un uso del suelo de mayor intensidad. De forma contraria, los suelos en pendientes medias a altas, más vulnerables a la erosión y con menor aptitud agrícola, registran usos menos intensivos.

De igual manera, con las variables textura y profundidad de los suelos tampoco se encontraron relaciones claras, lo cual se presume se vincula más a decisiones productivas que a procesos físicos asociados a la movilidad de nutrientes. Los suelos de texturas medias a gruesas son los que presentan menor capacidad para la retención de nutrientes, debido a su menor capacidad de retención de agua, menor capacidad de intercambio catiónico, y a su vez son los suelos más vulnerables frente a procesos erosivos (Wischmeir y Smith 1978, Renard y Foster 1983, McDowell y Sharpley 2002). Por lo cual era esperable encontrar mayores concentraciones de NT y PT en agua, en microcuencas de suelos arenosos y

menores concentraciones en suelos profundos y de texturas medias a finas. En el presente trabajo los resultados indican lo contrario, posiblemente debido a que los suelos arenosos presentan un uso de menor intensidad, y por lo tanto menores aplicaciones de fertilizantes. Por otra parte los resultados obtenidos concuerdan con lo planteado por Beauchemin et al. (1998) quienes encontraron que suelos arcillosos ricos en fósforo y con condiciones que permitían la infiltración, se asociaban a bajas calidades de agua subsuperficial. Además, concuerda con lo documentado por McDowell y Sharpley (2001) quienes proponen que los cursos hídricos que reciben agua drenada desde suelos arcillosos son más propensos a procesos de eutrofización, debido a la afinidad entre el fósforo y esta fracción de sedimento.

El rol del material litológico también ha sido documentado en numerosas ocasiones y para diversas regiones en cuanto a su vinculación con los parámetros de calidad de agua (Dillon y Kirchner 1975, Allan y Castillo 2007). No obstante en este trabajo no se han encontrado relaciones significativas, lo cual podría responder a los bajos valores de fósforo y nitrógeno que potencialmente puede aportar el material litológico presente en el área de estudio (Spoturno et al. 2004, Oyhantçabal com. pers.).

En resumen se encontró un peso secundario de las variables estructurales en la explicación de las concentraciones de NT y PT en agua. No obstante, el presente trabajo no permite minimizar la importancia de estas variables en áreas en las cuales las fuentes puntuales no están presentes, y tampoco en áreas rurales en las que pese a presentar marcadas diferencias topográficas y edáficas, el uso agrícola del suelo no registre altos niveles de heterogeneidad. Para las zonas sin uso industrial la consideración de las variables estructurales resulta de suma relevancia, lo cual fue constatado en los análisis realizados donde se excluyeron aquellas microcuencas con uso industrial, y donde se registraron relaciones con las concentraciones de PT y NT sensiblemente superiores.

A modo de síntesis, la variabilidad temporal de la concentración de nutrientes en agua se encuentra asociada a los cambios en las variables meteorológicas (precipitaciones, temperatura y evapotranspiración) y en la estacionalidad de las actividades agrícolas, mientras que la variabilidad espacial depende principalmente de las variables de uso de la cuenca. Esto último comprueba la validez de la predicción i , y no permite rechazar la hipótesis i . Por lo anteriormente expuesto, en el modelo elaborado para explicar las concentraciones de NT y PT en cursos hídricos no se incluyeron variables estructurales.

4.2. Importancia del uso agrícola intensivo del suelo en la explicación de los incrementos en las concentraciones de NT y PT en sistemas lóticos

Como fue presentado anteriormente, son las variables de uso las que mayoritariamente explicaron las concentraciones de PT y NT registradas en agua de los sistemas lóticos de Canelones. Entre estas, principalmente la presencia de fuentes puntuales, los usos agrícolas intensivos y la erosión de suelos. En microcuencas sin uso industrial también adquiere importancia el estado de conservación de las zonas riparias. De esta manera es que los resultados presentan concordancia con trabajos anteriores, que sostienen que la agricultura tiene una participación secundaria en cuanto a los efectos de los aportes de nutrientes en sistemas lóticos, frente a los efectos generados por aportes puntuales (Silva y Williams 2001, Jarvie et al. 2008).

No obstante lo anterior, en determinadas cuencas agrícolas, la situación no fue tan evidente y los aportes desde fuentes no puntuales determinaron valores semejantes a los registrados en microcuencas con presencia de fuentes puntuales. De acuerdo a los resultados de pruebas ANOSIM realizadas a cuencas con usos urbanos e industriales, uso rural intensivo y uso rural extensivo, no se encontraron diferencias significativas en todos los parámetros de calidad de agua de los primeros dos grupos. De igual manera se constató al analizar exclusivamente las concentraciones de PT y NT, donde tampoco se registraron diferencias significativas. Estos resultados concuerdan con lo documentado por Pucket (1994), EPA (2004) y Tao et al. (2008), en referencia a que en determinadas cuencas agrícolas los mayores aportes de nutrientes pueden provenir de fuentes no puntuales. Esto resultados permiten explicar los elevados valores de PT y NT encontrados en microcuencas sin fuentes puntuales de aportes de nutrientes.

Los resultados revelaron también que el uso agrícola intensivo del suelo contribuye a explicar los incrementos en las concentraciones de nitrógeno y fósforo en los sistemas lóticos. En este sentido los usos intensivos registraron mayores correlaciones con las concentraciones de NT y PT que los usos extensivos, y se ordenaron para nitrógeno y fósforo de forma decreciente de la siguiente manera: usos cerealeros y praderas mejoradas, uso hortifrutícola, praderas y rastrojos antiguos, cultivos forestales, matorrales, monte fluvial y humedales.

A diferencia de lo esperado en la predicción ii, para el caso de PT el uso hortifrutícola se ubicó en segundo lugar, dejando el primer lugar a los usos cerealeros y praderas mejoradas. Esto puede presentar cuatro explicaciones posibles, no necesariamente excluyentes: a) el uso cerealero y praderas mejoradas en la zona presenta mayor utilización de insumos y fertilizantes; b) el uso hortifrutícola realiza un manejo predial más eficiente y minimiza la pérdida de nutrientes; c) las menores dimensiones de los establecimientos hortifrutícolas (y en su conjunto a nivel de superficie total) determina que la pérdida de nutrientes presente una distribución concentrada y específica, lo cual adquiere importancia también porque la actividad hortifrutícola se concentra en la zona oeste y sur del área de estudio; d) en el uso

cerealeros y praderas mejoradas, se integran tanto las pérdidas de nutrientes provenientes de agroquímicos, como así también de la ganadería bovina asociada a estos usos.

En toda el área de estudio se desarrollan usos ganaderos, aunque con intensidades variables. En el área Este predominan los usos pastoriles y forrajeros y también un mayor número de vacunos. No obstante, las mayores dotaciones se encontraron en la zona Centro y Norte, lo cual se asoció a intensidades de uso diferenciales, que determinó que en los suelos con mayor degradación se desarrollen actividades ganaderas de menor dotación. En la zona Sur no se registró un número importante de vacunos, debido a que es la zona de mayor intensidad agrícola y en donde predominan los usos hortifrutícolas.

Las correlaciones encontradas entre la actividad ganadera y los mayores valores de NT en agua fueron significativas. Esto concuerda con lo planteado por Silva y Willams (2001) quienes reportan la influencia de las zonas de uso ganadero intensivo sobre la calidad de agua. Además Belsky et al. (1999) reportan la influencia del ganado sobre la estabilidad de la zona riparia y el incremento de la vulnerabilidad a la erosión. De todas maneras las correlaciones fueron bajas, lo cual puede deberse a que esta actividad es generalmente de baja dotación en la zona.

El relevamiento de esta actividad se desarrolló tomando como escala de distribución la integración de unidades oficiales de relevamiento de datos y usos del suelo definidos mediante técnicas de teledetección. La escala de presentación de datos es superior a la del resto de las fuentes difusas, lo cual puede generar que el rol y el peso de esta variable no hayan sido considerados en toda su dimensión.

El uso praderas y rastrojos antiguos, a diferencia de lo esperado se ubicó en tercer lugar, por delante de los cultivos forestales. Esto puede vincularse a que además de localizarse en suelos que registraron menores niveles de erosión y mayores valores de materia orgánica, generalmente estas zonas tienen un uso ganadero.

En zonas con importantes superficies de monocultivos forestales exóticos es esperable encontrar menor disponibilidad hídrica en los suelos (Céspedes et al. 2009). Esto debería repercutir en menores flujos de agua hacia los cursos hídricos y por ende en una mayor importancia del efecto dilución. No obstante, los valores de NT y PT en estas zonas fueron menores a la media, lo cual sugiere que los suelos de estas microcuencas no estarían contribuyendo con importantes volúmenes de nutrientes, posiblemente debido a su muy baja fertilidad actual, y también a la presencia en las últimas décadas de actividades agropecuarias de baja intensidad. Además podría explicarse por las estrategias productivas adoptadas por la actividad en la zona y porque se distribuye espacialmente en los suelos con menor aptitud agrícola del área de estudio, debido a los bajos valores de materia orgánica y los niveles de erosión de suelo (Figuras 3.6 y 3.11). Esto determina que la actividad forestal en la zona sea de productividad muy baja, lo cual además del estado de los suelos supone baja intensidad en la aplicación de insumos.

Las coberturas vegetales monte fluvial y humedales se ubicaron en último lugar en cuanto a los efectos de los aportes de PT y NT. Esto concuerda con estudios previos y se debe a que presentan bajos niveles de erosión y ocupan una superficie pequeña (4,4% del área total y valor máximo en una cuenca =7,3%). Pese a que estos ecosistemas suelen asociarse a funciones de retención de nutrientes (Zaimes et al. 2008, Borin et al. 2010), no se registraron evidencias de este proceso a escala de cuenca. En este sentido no se encontraron relaciones significativas con PT y tampoco con NT. Esto puede deberse a que, por su superficie, composición y/o estructura estos ambiente no cumplen una función perceptible de retención de nutrientes, o que debido a su distribución espacial (matriz fragmentada) no es posible analizar estos procesos a escala de cuenca hidrográfica. Numerosos estudios han analizado las potencialidades y desventajas de cada escala de análisis (cuenca, paisaje y zona riparia), no llegando a un acuerdo de la utilización de una en particular (Osborne y Wiley 1988; Allan et al. 1997, Johnson et al. 1997, Park et al. 2011). Considerando que los procesos en el curso hídrico se encuentran asociados a procesos ocurridos en la zona riparia y en las zonas altas del paisaje (Vidon et al. 2010), la escala de análisis para estudiar la participación de la zona riparia (a través del tipo de cobertura vegetal) en los procesos de retención de nutrientes, puede ser considerada parcial tanto en análisis a escala de cuenca como a escala de zona riparia y su zona de influencia más cercana.

Por otro lado, se constató que excluyendo del análisis a las fuentes puntuales, el estado de conservación de la zona riparia se vincula de forma significativa y negativa con las concentraciones de NT y PT en agua. Esto concuerda en primer lugar con lo planteado por Vought et al. (1995) quienes refieren a que zonas riparias más degradadas se asocian a mayores aportes de nutrientes al curso hídrico. Además, sugiere finalmente que dadas las condiciones de las zonas riparias analizadas, la escala de cuenca no es la más apropiada para la consideración de estas variables en el modelo.

Cabe destacar que las concentraciones de PT se vincularon negativamente con la superficie de humedales en cuencas con precipitaciones mayores a la mediana, y positivamente en cuencas con inferiores precipitaciones. Esto podría indicar que los humedales con mayor disponibilidad de agua retienen nutrientes, mientras que los humedales con menor disponibilidad hídrica liberan nutrientes hacia el curso hídrico. Estos comportamientos han sido estudiados para otras regiones y concuerdan en que dependen principalmente del régimen hídrico y de las condiciones químicas y físicas del humedal (Reddy et al. 1995; Boomer y Bedford 2008; Zak et al. 2009). No obstante sería necesario intensificar los estudios a los efectos de conocer cómo actúa cada humedal de esta zona y cuando actúan como fuente o sumidero de fósforo.

Los aportes desde zonas altas del paisaje son potencialmente retenidos en primer lugar por el suelo y la cobertura vegetal, posteriormente por la zona riparia y finalmente por productores primarios dentro del cuerpo de agua. De esta manera, las cantidades que finalmente se registran en el curso son una fracción de los aportes totales, y se encuentra en función de las características físicas, químicas y biológicas de zonas más altas del paisaje

(Carpenter et al. 1998). Naturalmente esto no sucede con las fuentes puntuales, las cuales drenan directamente al curso. Por estos motivos se explica que las concentraciones de PT se asocien al estado de conservación de la zona riparia, únicamente en cuencas sin descargas puntuales.

De acuerdo a los resultados obtenidos, debe jerarquizarse la conservación de la zona riparia, a los efectos de mantener la calidad del agua frente a aportes difusos vinculados a las actividades agropecuarias. Dado las situaciones disímiles en cuanto al tipo y al estado de conservación actual de las zonas riparias del área de estudio, serán disímiles las estrategias de conservación. En este sentido, y en base a lo documentado por Dosseky (2001) y Borin et al. (2010) sobre los efectos de zonas de amortiguación entre el curso y las zonas agrícolas, y con lo planteado por Zhang et al. (2010) sobre la incidencia de la superficie y el tipo de vegetación de la zona riparia, la consolidación de zonas de amortiguación y la restauración y conservación de las zonas riparias se presenta como una estrategia eficiente para la reducción de los aportes de PT y NT a los sistemas lóticos.

4.3. Erosión de suelos y su importancia dentro de las fuentes difusas de aportes de NT y PT

El departamento de Canelones presenta una historia productiva vinculada a la agricultura intensiva que supera los cien años, lo cual sumado a malas prácticas de manejo ha generado y consolidado procesos erosivos intensos en la zona (MGAP 1981). Esto fue comprobado mediante el análisis de erosión de suelos realizado donde se constató que la mayor parte del área de estudio, 78% de la superficie total, presenta suelos con procesos erosivos severos o muy severos. Estos procesos son más severos en las zonas Centro y Este y se asocian a suelos arenosos y de profundidad media a alta, a pendientes medias a altas, y a actividades agrícolas anteriores de mayor agresividad con el suelo. Estos suelos a su vez presentan valores bajos de contenido de materia orgánica, situación que se presenta como causa y consecuencia de los procesos erosivos.

En la actualidad los altos niveles de degradación que presentan los suelos han consolidado la permanencia de actividades extensivas como ganadería vacuna y cultivos forestales, y han condicionado la distribución espacial de la población rural de la zona la cual presenta los menores valores de habitantes por superficie de toda el área de estudio (INE 2004).

En la zona Oeste y Sur, si bien la situación también es crítica, los procesos erosivos son de menor intensidad que en las otras zonas. Esta situación se encuentra asociada a características edáficas y topográficas que generan menor erodabilidad de los suelos, como ser la presencia de suelos de texturas más pesadas, con mayores contenidos de materia orgánica y en zonas de menor pendiente (Wischmeir y Smith 1978). A su vez se encuentra asociado a una historia productiva agrícola menos agresiva. Estas razones explican la

presencia de actividades rurales intensivas, lo cual permite la permanencia de un importante número de productores en la zona rural (INE 2004).

Cabe destacar que la distribución actual de los usos del suelo rural se vinculó con la distribución de los procesos erosivos como consecuencia y no como causa, más allá de que determinados usos rurales puedan estar intensificando los procesos erosivos en determinadas zonas. En la mayor parte del área de estudio, los altos niveles de erosión han desplazado los usos agrícolas y pecuarios, lo cual genera que los procesos erosivos severos y muy severos se asocien principalmente a procesos pasados y no actuales.

Se encontró una relación positiva entre las zonas con procesos erosivos activos y las mayores concentraciones de PT en agua. Esto se vio reflejado tanto para el período invernal donde PT se correlacionó con erosión baja, así como en el período estival donde PT se correlacionó con erosión media. Para el período verano-otoño se apreció una relación inversa entre PT y erosión alta y muy alta, lo cual sugiere que en estas zonas pese a presentarse una compleja situación en cuanto a su degradación de suelo, los procesos erosivos no aportan importantes cargas de PT a los cursos hídricos. Los suelos con erosión nula no se asociaron a altas concentraciones de PT, lo cual refuerza el rol de los procesos erosivos en la llegada de nutrientes a los cursos hídricos.

Como fue presentado anteriormente las zonas de mayor erosión presentan un uso del suelo claramente menos intensivo. Esta situación dificulta el análisis integral del rol de los procesos erosivos en la medida que es esperable encontrar diferentes contenidos de fósforo en iguales volúmenes de materiales erosionados. No obstante, las relaciones inversas encontradas entre los diferentes niveles de erosión y la concentración de PT en agua, permiten sostener que el proceso ocurrió como fue previsto.

Además, los materiales erosionados en una determinada zona del paisaje pueden ser retenidos en zonas adyacentes más bajas o en la zona riparia del curso, por lo cual no todo material erosionado será finalmente transportado hacia el curso hídrico. La retención de nutrientes y sedimentos depende del tipo de suelo, de la cobertura vegetal, de la zona riparia y del estado de conservación de todos estos (Stralher y Strahler 1994, de Groot et al. 2002, Kalff 2002). En base a lo expuesto se refuerza la importancia de los procesos erosivos en el área de estudio debido a que las zonas donde estos son más severos, son las zonas donde los servicios de retención de suelo (de Groot et al 2002) actuarían de forma menos eficiente.

A su vez, entre 2008 y 2009 los STS y la MOS registraron un marcado incremento. En ambos períodos los puntos de muestreo con valores más altos de estos parámetros se registraron en cuencas con mayores niveles de erosión, posiblemente debido a que el incremento de las precipitaciones generó mejores condiciones para la movilización de materiales. Finalmente, las relaciones identificadas entre STS y los procesos erosivos activos fueron más altas que las registradas con fuentes puntuales, lo cual reafirma la importancia de los procesos erosivos en el transporte de sedimentos y materia orgánica.

En ambos períodos al excluir del análisis las microcuencas con aportes puntuales, las correlaciones entre PT y erosión fueron notoriamente superiores. Esto, además de evidenciar la importancia de este proceso en los aportes desde fuentes no puntuales, comprueba la predicción i y es consistente con la hipótesis i. En síntesis, los suelos con procesos erosivos activos (erosión ligera y/o moderada), se asociaron a mayores valores de PT en agua. De forma contraria los suelos con erosión severa y muy severa presentaron bajas concentraciones de PT en agua, y los suelos con erosión incipiente o no perceptible no presentaron una relación significativa. Esto concuerda con la predicción iii.

Para NT las mayores correlaciones con las variables estructurales se encontraron con los suelos profundos y pesados, seguidos de los suelos de profundidad media y textura media. Si bien se ha documentado que las principales formas de movilización de NT desde la cuenca hacia el curso hídrico se vinculan al escurrimiento, lixiviación y erosión (Follet 2008), al no encontrarse relaciones fuertes entre NT y erosión, los resultados sugieren que el proceso de mayor importancia en el transporte de NT desde fuentes no puntuales sería el escurrimiento. Esto concuerda con lo planteado por Udawatta et al. (2006), quienes además documentaron un aumento del escurrimiento de nitrógeno en cuencas agrícolas a medida que aumentan las precipitaciones. Las correlaciones de NT mencionadas fueron significativas únicamente en el período estival, seguramente producto del incremento de las precipitaciones, pese a que éstas se presentaron en un escenario de mayor déficit hídrico.

La correlación entre PT y erosión fue significativa en ambos períodos. Por lo cual es razonable afirmar que los principales procesos de movilización de PT, erosión de suelos (Quinton et al. 2001) y erosión de los márgenes del curso fluvial (Kronvang et al. 1997, Sekely et al. 2002), presentaron para el área de estudio una importancia superior a los procesos de movilización de NT, como ser escurrimiento superficial, subsuperficial y profundo. En este sentido los resultados sugieren que con precipitaciones menores, las relaciones son más intensas con NT, mientras que con precipitaciones mayores las relaciones son más importantes con PT. Esto puede deberse a que los procesos erosivos requieren precipitaciones más intensas y/o de mayor duración, a la necesaria para generar procesos de escurrimiento superficial. Esto a su vez es concordante con las mayores relaciones encontradas entre profundidad y textura con NT que con PT. De todas formas resulta necesaria la realización de análisis más detallados sobre estos puntos.

Los resultados discutidos concuerdan con la hipótesis iii y evidencian la necesidad de intensificar esfuerzos en cuanto a la conservación de suelos y mitigación de los procesos erosivos, ya sea por los impactos que este proceso genera en el suelo, en el paisaje y en la calidad de agua (Lal 1998), así como también en la dimensión económica (Pimentel et al. 1995). Este último aspecto es fundamental en una zona con importantes procesos de degradación de suelos pero que, pese a esto, intenta mantener altos rendimientos productivos en base a una incorporación creciente de insumos. Especialmente considerando los procesos de intensificación agrícolas que se desarrollan actualmente en Uruguay (García Préchac 2010).

4.4. Modelación de aportes de NT y PT desde fuentes puntuales y difusas hacia sistemas lóticos.

La elaboración del modelo GLM generó buenos ajustes, en ambos períodos, para NT y para PT. La utilización de modelos GAM permitió, a partir del mismo conjunto de datos, incrementar el porcentaje de la variabilidad explicada de PT y NT para ambos períodos a niveles muy satisfactorios, posiblemente debido a los altos gradientes espaciales encontrados para todas las variables independientes.

La elaboración del modelo conceptual y posteriormente del modelo matemático, se desarrolló a partir de la integración sucesiva de los procesos que ocurren en la cuenca alta y media, en la zona riparia y al interior del curso. Esto permitió comprender para cada período la importancia de cada dimensión, para PT y para NT.

Los resultados sugieren que en el período invierno-primavera de 2008 las concentraciones de PT dependieron principalmente de los procesos ocurridos en la cuenca alta y media y de los procesos ocurridos al interior del curso. En este sentido el Modelo A presentó un $R^2=0.34$ y el Modelo C un $R^2=0.56$. La incorporación de la variable OD incrementó la variabilidad explicada (22%) de las concentraciones de PT en agua, y además generó un importante descenso del AIC (25,7) y determinó que el Modelo C presentará el menor valor de error por validación cruzada generalizada. Por otra parte, los procesos ocurridos en la zona riparia no habrían contribuido en gran medida a la explicación de PT en agua. Esto se constató observando que el Modelo B, que integra información sobre el estado de conservación de la zona riparia, generó la disminución del R^2 y el aumento del AIC y del GCV. Estos resultados resaltan la importancia de los procesos que ocurren al interior del curso hídrico (Kalff 2002, Allan y Castillo 2007). La poca importancia de la zona riparia puede deberse a las bajas precipitaciones registradas en este período y a la importancia de las fuentes puntuales.

Para el período verano-otoño de 2009 la variabilidad de PT explicada fue mayor que en 2008. Como fue mencionado anteriormente esto se vincularía a que las mayores precipitaciones intensificaron la movilidad de PT en la cuenca. Además, al interior del curso, los bajos valores de OD permiten suponer que durante la noche valores de anoxia intensificaron los procesos de liberación de fósforo desde los sedimentos del curso. De esta manera y a diferencia del período invernal, las concentraciones de PT en agua se explicaron por los procesos ocurridos en las tres dimensiones definidas. En este sentido el Modelo A presentó un R^2 menor al Modelo B, el cual a su vez fue menor al del Modelo C. Estos incrementos determinaron descensos del AIC y del GCV, lo cual muestra que el Modelo C además de explicar una mayor parte de la variabilidad del PT, presenta mejor ajuste para el número de parámetros que utiliza y presentan menor error de predicción.

En síntesis, se evidencia la importancia de los procesos que ocurren en la cuenca, al interior del curso y también en la zona riparia, para explicar las concentraciones de PT en agua. Estos últimos procesos contribuirían principalmente en microcuencas con aportes únicamente

difusos y en momentos de altas precipitaciones acumuladas, como los que se registraron en el área de estudio en la estación estival.

Para el caso de NT en el período invierno-primavera, los resultados sugieren que las concentraciones registradas en agua se explican principalmente por los procesos ocurridos en la cuenca alta y media y por los procesos ocurridos al interior del curso hídrico. La incorporación de la variable OD contribuyó a explicar el 16% adicional de la variabilidad de las concentraciones de NT en agua, con respecto al Modelo B, generando además un marcado descenso del AIC (25). El Modelo B si bien generó un leve incremento del R^2 , también genera un aumento del AIC. Finalmente el Modelo C presentó el menor GCV, lo cual muestra que además de explicar mayor variabilidad de la concentración de NT y presentar mejor ajuste, presenta menor error de predicción.

Lo anterior muestra que los procesos ocurridos en la zona riparia contribuirían débilmente en la explicación de la variabilidad de NT en agua. Considerando que fueron superiores los valores explicados por esta zona para PT, y frente a la ausencia de evidencia que permita sostener que la zona riparia retenga menores concentraciones de NT que de PT procedentes de la cuenca alta-media, es que se infiere que las diferencias posiblemente se encuentran vinculadas a procesos erosivos en los márgenes fluviales. Proceso para el cual se ha documentado su importancia en cuanto a los aportes de fósforo al curso hídrico (Kronvang et al. 1997, Sekely et al. 2002). Esta situación demanda incrementar el estudio de estos procesos en la zona de estudio.

Para el período estival, la variabilidad de NT explicada por los Modelos A y B fue inferior a la explicada en el período invernal (6% y 3% respectivamente) mientras que para el Modelo C, la variabilidad explicada fue levemente superior en 2009 (1,5%). El Modelo C alcanzó el mayor R^2 y además presentó el menor AIC (103) y el menor GCV (0.208). Esto refuerza lo observado en el período anterior respecto a la importancia de los procesos internos del curso hídrico en la explicación de las concentraciones de NT en agua, y también respecto a la participación limitada de la zona riparia. A su vez, la mayor importancia de la variable OD se debe a que los bajos valores de OD intensificaron los procesos de desnitrificación, los cuales ocurren en condiciones anóxicas.

En síntesis, para el caso de NT se evidencia la importancia de los procesos que ocurren en la cuenca y al interior del curso para explicar sus concentraciones en agua. Estos últimos procesos adquieren mayor relevancia en épocas de déficit hídricos pronunciados.

Los modelos elaborados para la predicción de las concentraciones de nitrógeno total y fósforo total en sistemas lóticos del departamento de Canelones pueden ser utilizados con nuevos datos mediante la utilización del Software R, versión 2.15.1 (2012) y la librería "mgcv" (Woods 2004).

La adquisición en el futuro de nuevos datos de las variables predictoras y de respuesta, permitirá ampliar la base de datos existente y brindará la posibilidad de ajustar el modelo predictivo.

La elaboración del modelo presentó limitaciones debido a la disponibilidad de información y también limitaciones asociadas a aspectos intrínsecos del sistema territorial estudiado. No fueron relevadas formas de uso y gestión predial, lo cual determina que se haya asumido que estas variables son constantes para cada uso definido. Lejos de ser así presentan importantes diferencias, pero su relevamiento y actualización es de suma complejidad y tampoco se dispone de información oficial actualizada a escala de detalle, para poder analizar estas variables. En lo que refiere a fuentes puntuales (industrias), solamente se relevó su presencia/ausencia dentro de cada microcuenca. Esto también asume homogeneidad en el tipo, caudal y calidad de agua de los vertidos, lo cual puede generar distorsiones en los resultados obtenidos. No obstante, a nivel oficial (nacional y departamental), no se dispone de esta información.

Pese a lo anterior, lo cual se asume como limitante del modelo, es necesario resaltar que dicha información es de muy compleja generación y actualización. En este sentido la elaboración de modelos que expliquen la alta variabilidad de la variable respuesta y que puedan prescindir de variables de difícil abordaje, presentan alto potencial para su aplicación continua.

Por otro lado es de destacar la dificultad en el análisis de fuentes puntuales y difusas que se encuentran integradas espacialmente. Esto sucede en las zonas Sur, Centro y Este, donde conviven los usos de mayor intensidad, como ser usos urbanos, industriales y agrícolas intensivos. Nuevos muestreos sistemáticos de calidad de agua en el área de estudio permitirán ajustar el modelo mejorando su capacidad de explicación y predicción. La incorporación de información de caudales generaría un aporte sustancial en este sentido. Por otro lado, y adicionalmente a lo anterior, analizando concentraciones de nitrógeno y fósforo en agua, en otras formas además de sus concentraciones totales y posteriormente modelándolo, se podría avanzar en la identificación de los aportes que realiza cada fuente.

Finalmente, la elaboración del modelo ha permitido analizar relaciones entre las variables de la cuenca y las concentraciones de nutrientes en agua. Estas relaciones no han sido totalmente concordantes con las relaciones identificadas y documentadas en otras zonas, bajo otras condiciones climáticas-atmosféricas, edáficas y geomorfológicas, y usos del suelo y manejos productivos diferentes a los existentes en el área de estudio. Esta situación refuerza la necesidad de la generación de modelos a escala local, si lo que se pretende es una utilización de los mismos con objetivos de planificación y ordenamiento territorial.

A modo de síntesis:

- 1) Se apoya la hipótesis i. La distribución espacial de las concentraciones de NT y PT en sistemas lóticos del departamento de Canelones se asocia a la distribución de los usos del suelo de mayor intensidad, y no se asocia, en principio, a las variables estructurales de la cuenca. En este sentido las mayores concentraciones de NT y PT se registraron en microcuencas que presentan aportes provenientes de usos industriales, de asentamientos urbanos y rurales. En segundo orden de importancia se ubicaron los efectos generados por aportes difusos provenientes de los usos rurales de mayor intensidad, como ser cerealero y praderas mejoradas, seguido del uso hortifrutícola. Se apoya también la predicción i, ya que al excluir del análisis las microcuencas con usos industriales, comienzan a registrarse correlaciones significativas entre algunas variables estructurales y las concentraciones de PT y NT.
- 2) Se apoya la hipótesis ii debido a que las microcuencas con usos del suelo rural de mayor intensidad se correlacionaron con las mayores concentraciones de PT y NT en agua. Asimismo en determinadas microcuencas con usos rurales intensivos se detectaron valores similares a los registrados en cuencas con usos urbanos e industriales. La predicción ii se apoya parcialmente debido a que se previó que el uso hortifrutícola se localizara en primer lugar y el uso cultivos forestales lo hiciera en cuarto lugar, y los resultados indicaron que las mayores concentraciones de NT y PT en sistemas lóticos se registraron de mayor a menor en microcuencas con los siguientes usos: cerealeros y praderas mejoradas, hortifrutícola, praderas y rastrojos antiguos, cultivos forestales, matorrales, monte fluvial y humedales.
- 3) Se cumple parcialmente la predicción iii debido a que las microcuencas que actualmente presentan suelos con procesos erosivos activos registraron las mayores concentraciones de PT en agua. Este hecho adquiere fundamental importancia ya que estas microcuencas son a su vez las que presentan el uso del suelo rural de mayor intensidad. A diferencia de PT y de lo establecido en la hipótesis iii, los aportes de NT desde fuentes puntuales se encontrarían asociados principalmente a procesos de escurrimiento.

5. CONCLUSIONES

El área de estudio se presentó como un escenario de suma complejidad que integra en su matriz de usos del suelo usos urbanos (la mayoría sin conexión a una red de saneamiento tradicional), usos industriales, usos rurales de alta, media y baja intensidad, y pequeñas superficies relativas de bosques nativos y humedales. Además, esta zona presenta los valores más altos de densidad de población rural y los mayores niveles de erosión del país.

Si bien en el departamento de Canelones las mayores concentraciones de PT y NT en el agua de los sistemas lóticos analizados se asoció al uso industrial y urbano de sus cuencas, microcuencas con usos agrícolas intensivos alcanzaron concentraciones semejantes para estos nutrientes. Esto resalta la importancia de los usos rurales intensivos en la explicación de la distribución espacial de nutrientes en sistema lóticos, al menos a gran escala.

En este contexto, puede concluirse que la marcada subordinación de las variables estructurales de la cuenca sobre las de uso del suelo del departamento de Canelones, responde a la elevada intervención antrópica sobre éste territorio. De todas maneras, cabe destacar que no fue posible realizar una evaluación exhaustiva de la participación de las variables estructurales, por lo que tampoco fue posible analizar a escala de detalle el peso relativo de cada una de ellas. Esta situación se debió a que los usos del suelo rural, y sus formas y estilos de gestión diferenciales, no permitieron disgregar las relaciones encontradas y el peso de las variables de uso impidieron conocer el comportamiento de las variables estructurales. Adicionalmente, debe considerarse que el uso del suelo resulta estrictamente condicionado por las variables estructurales.

Los procesos erosivos se presentaron como un importante mecanismo en el transporte de PT desde fuentes difusas hacia cursos hídricos. En este sentido las áreas con suelos en fases activas de erosión (zonas que aun mantienen un uso agrícola intensivo) fueron las de mayor relevancia, mientras que los suelos que se encuentran en las fases más severas e inactivas (zona con un uso agrícola actual extensivo) no generaron contribuciones de relevancia. Por otra parte, para NT, el principal proceso de movilización desde fuentes difusas probablemente sería el escurrimiento.

Las zonas riparias identificadas en el área de estudio, pese a sus pequeñas superficies, evidenciaron su importancia en la contribución al mantenimiento de la calidad de agua. Esto se apreció principalmente para PT.

La consideración de los procesos que ocurren en el interior del curso hídrico, principalmente procesos de liberación de fósforo y de desnitrificación, permitieron incrementar la variabilidad explicada de las concentraciones de NT y PT en agua.

Por lo tanto, los usos del suelo, los procesos erosivos, el estado de conservación de la zona riparia y los procesos que se desarrollan al interior del curso hídrico, son los factores que

permiten explicar mayormente la variabilidad espacial de las concentraciones de PT y NT en los sistemas lóticos del departamento de Canelones.

Los resultados de este trabajo permiten concluir que el nivel de macronutrientes en los sistemas lóticos de Canelones es dependiente de los procesos que ocurren en zonas del paisaje alejadas de los cuerpos de agua (cuenca alta y media), en las interfaces entre el sistema terrestre y acuático (zona riparia) y al interior del propio curso. En el mismo sentido, permiten sostener que no es posible explicar las concentraciones de estos nutrientes a partir de los procesos que ocurren únicamente en una de estas zonas.

Es posible sostener que para el área de estudio la distribución espacial de PT y NT depende de la distribución de las variables de uso (industrial, urbano y rural), no obstante éstas se encuentran condicionadas por las variables estructurales. Este conjunto de variables se interrelacionan generando un sistema complejo, no lineal. En este sentido la estrategia que permitió la mejor aproximación al análisis de estas relaciones fue la modelación, y concretamente se evidenció la aptitud de los modelos GAM y la eficiencia de la sistematización y la gestión de la información mediante la utilización de SIG.

La participación de los usos industriales y urbanos, de los usos rurales, de los procesos erosivos y del rol jugado por el estado de conservación de la zona riparia en la determinación de las concentraciones de PT y NT en agua, permiten destacar acciones necesarias para minimizar las exportaciones de nutrientes desde la cuenca. Dentro de éstas se destaca la necesidad de lograr mejoras en los sistemas de tratamiento industriales y sanitarios, acciones prediales (medidas para el control de la erosión y la recuperación de suelos, control en la tasa y calendario de las aplicaciones de fertilizantes, control de la dotación de ganado, entre otras) y conservación de la zona riparia. Además la distribución espacial de las variables estructurales aporta una razón adicional sobre la necesidad de avanzar en la planificación y ordenamiento territorial de los usos del suelo.

A partir de la utilización de la información más detallada y actualizada disponible para el área de estudio, se logró elaborar un modelo que permite explicar la distribución espacial de las concentraciones de PT y NT a escala de cuenca hidrográfica. Modelo que además permitiría viabilizar planes de ordenamiento territorial.

El presente estudio permitió jerarquizar la información que es necesario generar y actualizar a los efectos de elaborar modelos operativos de distribución de nutrientes a escala de cuenca hidrográfica. Dentro de esta se destaca: información de fuentes puntuales (tipos y caudales), actualización e incremento de escala de información edáfica y de erosión de suelos, información sobre conservación y funcionamiento de la zona riparia, y finalmente nuevos relevamientos de calidad de agua.

6. BIBLIOGRAFÍA.

- Achkar, M., Cayssials, R. y Domínguez, A. 1999. Desafíos para Uruguay. Espacio Agrario. Espacio Ambiental. Ed. Nordan. Montevideo. 124pp.
- Allan, J., Erickson, L. y J. Fay. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, 37:149-61.
- Allan, D. y Castillo M. 2007. *Stream Ecology. Structure and Function of Running Waters. Second Edition.* Springer. 444pp.
- Ares, J., Bertiller., M. y del Valle, H. 2001. Functional and structural landscape indicators of intensification, resilience and resistance in agroecosystems in southern Argentina based on remotely sensed data. *Landscape Ecology*, 16:221-34.
- Arnold, J., Srinivasan, R., Muttiah, R., y Williams, J. 1998. Large-area hydrologic modeling and assessment part I: Model development. *Journal American Water Resources Association*, 34(1):73-89.
- Barling, R. y Moore, I. 1994. "Role of Buffer Strips in Management of Waterway Pollution: A Review". *Environmental Management*, 18:543-58.
- Beauchemin, S., Simard, R. y Cluis, D. 1998. Forms and concentration of phosphorus in drainage water of twenty-seven tile-drained soils. *Journal of Environmental Quality*, 27:721-28.
- Belsky, A., Matzke A. y Uselman S. 1999. Survey of Livestock Influences on Stream and Riparian Ecosystems in the Western United States. *Journal of Soil and Water Conservation*, 54(1):419-31.
- Bertol, O., Rizzi, N., Favaretto, N. y Lana, M. 2010. Phosphorus loss by surface runoff in no-till system under mineral and organic fertilization. *Scientia Agrícola*, 67(1):1-9.
- Boomer, K. y Bedford B. 2008. Groundwater-induced redox-gradients control soil properties and phosphorus availability across four headwater wetlands, New York, USA. *Biogeochemistry*, 90:259-274.
- Borin, M., Passoni, M., Thiene, M., Tempesta, T. 2010. Multiple functions of buffer strips in farming areas. *European Journal of Agronomy*. 32: 103-11
- Bowes, M., Smith, J., Jarvie, H. y Neal C. 2008. Modelling of phosphorus inputs to rivers from diffuse and point sources. *Science of the Total Environment*, 395:125-38.
- Brönmark, C. y Hansson, L. 2005. *The Biology of Lakes and Ponds (2nd Edition).* Oxford University Press. Oxford. 300pp.
- Brookes, P., Heckrath, G., de Smet, J., Hofman, G., Vanderdeelen, J., 1997. Losses of phosphorus in drainage water, in: Tunney, H., Caton, O., Brookes, P., Johnston, A. (Eds.), *P Loss from Soil and Water.* CAB International, Wallingford, pp 253-71.
- Burnham, K. y Anderson D. 2004. Multimodel inference. Understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological methods & research*, 33(2):261-304.
- Carpenter, S., Caraco, N., Correll, D., Howarth, R., Sharpley, A. y Smith, V. 1998. Nonpoint pollution of surface water with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3):559-68.

- Cassetti, V. 1994. Elementos de Geomorfología. Ed. UFG. Goiania. 210pp.
- Cassol, E., Levien, R., Anghinoni, I., Badelucci, M. 2002. Perdas de nutrientes por erosão em diferentes métodos de melhoramento de pastagem nativa no Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 26:705-12.
- Castelle, A., Johnson A. y Conolly C. 1994. Wetlands and Stream Buffer Size Requirements- A Review. *Journal of Environmental Quality* 23:878-82.
- Cayssials, R. y Álvarez, C. 1983. Interpretación Agronómica de la Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. Dirección de Suelos y Fertilizantes. Boletín Técnico. No 9. Montevideo.
- Ceroni, M. y Achkar, M. 2010. Análise do balanço hídrico superficial e avaliação da disponibilidade potencial da água para o rodeio do gado no Uruguai entre 1980 e 2006. *Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais*. Curitiba, 8(2):171-81.
- Céspedes-Payret, C., Piñeiro, G., Achkar, M., Gutiérrez, O. y Panario, D. 2009. The irruption of new agro-industrial technologies in Uruguay and their environmental impacts on soil, water supply and biodiversity: a review. *International Journal of Environment and Health*, 3(2):175-97.
- Chapin, F., Matson, P. y Mooney, H. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer. New York. 436pp.
- Chuvieco, E. 2008. Teledetección ambiental : La observación de la Tierra desde el Espacio. Ed. Ariel. Barcelona. 594 pp.
- Clarke, K. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18:117-43.
- Collavini, F., Bettiol, C., Zaggia, L., & Zonta, R. 2005. Pollutant loads from the drainage basin to the Venice Lagoon (Italy). *Environment International*, 31:939-47.
- Cooke, S.E. & Prepas, F.F. 1998. Stream phosphorus and nitrogen export from agricultural and forested watersheds in the Boreal Plain. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Science*. 55:2292-2299
- Correll, D. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters : A review. *Journal of Environmental Quality*. 27: 261-6.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neil, R.V., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P. y Van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387:253-60.
- Crawley, M. 2007. The R Book. Wiley. England. 949pp.
- de Groot, R., Wilson, M., Boumans, R. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41:393-40.
- Debels, P., Figueroa R., Urrutia, R., Barra, R. & Niell, X. 2005. Evaluation of water quality in the Chillán river (central Chile) using physicochemical parameters and a modified water quality index. *Environmental Monitoring and Assessment*, 110: 301-22.
- Della Seta, M., Del Monte, M., Fredi P. y Lupia, E. 2007. Direct and indirect evaluation of denudation rates in Central Italy. *Catena*, 71:21-30.

- Di Luzio, M., Srinivasan, R., Arnold, J. y Neitsch, S. 2002. Soil and Water Assessment Tool. ArcView GIS Interface Manual: Version 2000. Texas Water Resources Institute. 346pp.
- Dillon, P., y Kirchner W. 1975. The effects of geology and land use on the export of P from watersheds. *Water Research*, 9:135-48.
- Dosskey, M. 2001. Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land. *Environmental Management*. 28:577-98.
- Elser, J., Bracken, M., Cleland, E., Gruner, D., Harpole, S., Hillebrand, H., Ngai, J., Seabloom, E., Shurin, J. y Smith, J. 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 10: 1135-42.
- Environmental Protection Agency (EPA). 2000. Office of Transportation and Air Quality. National Water Quality Inventory, EPA, Washington, DC.
- Environmental Protection Agency (EPA). 2002. Polluted Runoff (Nonpoint Source Pollution). National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Agriculture 314pp.
- Environmental Protection Agency (EPA). 2009. Regional Science Workshop on Stormwater Management. New Jersey. 60pp.
- ESRI. Environmental Systems Research Institute 2010. ArcGIS 10. ArcMap Version 10.0. License Type ArcInfo. Copyright © 1999-2010 ESRI Inc.
- Evans, B., Lehning, D., Corradini, K., Petersen, G., Nizeyimana, E., Hamlett, J., Robillard, P. y Day, R. 2002. A Comprehensive GIS-Based Modeling Approach for Predicting Nutrient Loads in Watersheds. *Journal Spatial Hydrology*, 2(2):1-17.
- Flanagan, D. y Nearing M. 1995. USDA - Water Erosion Prediction Project: Hillslope profile and watershed model documentation. USDA-ARS-NSERL Report No. 10. NSERL. USA.
- García Préchac, F., Ernst, O., Arbeletche, P., Pérez Bidegain, M., Pritsch, C., Frenczi, A., Rivas, M. 2011. La Agricultura en Uruguay y su Evolución. En: Intensificación agrícola: amenazas y oportunidades para un país productivo y natural. CSIC-UdelaR. Montevideo, 126pp.
- Goyenola, G., Acevedo, S., Machado, I. y Mazzeo, N. 2011. Diagnóstico del Estado Ambiental de los Sistemas Acuáticos Superficiales del Departamento de Canelones. Volumen I: Ríos y Arroyos. Informe Desarrollo de Línea de Base sobre Calidad de Agua 2008-2009. Canelones, Plan Estratégico Departamental de Calidad de Agua (PEDCA). Comuna Canaria. Facultad de Ciencias. 67 pp.
- Guisan, A., Edwards, T. y Hastie, T. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling*, 157(2):89-100.
- Follett, R. 2008. Transformation and Transport Processes of Nitrogen in Agricultural Systems. Chapter 2. Publications from USDA-ARS / UNL Faculty. Paper 261.
- Haith, D. y Shoemaker, L. 1987. Generalized Watershed Loading Functions for Stream Flow Nutrients. *Water Resources Bulletin*, 23(3):471-8.
- Hammer, O., Harper, D. y Ryan P. 2011. PAST: Palaeontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

- Han, J., Li, Z., Li, P. & Tian, J. 2010. Nitrogen and phosphorous concentrations in runoff from a purple soil in an agricultural watershed. *Agricultural Water Management*, 97:757–62.
- Harris, G. 2001. A Nutrient Dynamics Model for Australian Waterways: Land Use, Catchment Biogeochemistry and Water Quality in Australian Rivers, Lakes and Estuaries, Australia State of the Environment 2nd Technical Paper Series (Inland Waters), Department of the Environment and Heritage, Canberra. 90pp.
- Hastie, T. y Tibshirani, R. 1990. *Generalized Additive Models*. Chapman & Hall/CRC.
- Heal, G. y Small, A. 2001. Agriculture and Ecosystem Services. In Gardner and Gordon (Eds). *Handbook of Agricultural Economics*. North-Holland, 25:1341-69.
- Holloway, J., Dahlgren, R., Hansen, B. & Casey, H. 1998. Contribution of bedrock nitrogen to high nitrate concentrations in stream water. *Nature*, 395:785-8.
- Horton, R. 1945. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. *Geological Society of America Bulletin*, 56:275-370.
- Hosper, H. 1997. *Clearing Lakes: an ecosystem approach to the restoration and management of shallow lakes in the Netherlands*. Institute of Inland Water Management and Waste Water Treatment. 168pp.
- Howarth, R., Billen, G., Swaney, D., Townsend, A., Jaworski, N., Lajtha, K., Downing, J., Elmgren, R., Caraco, N., Jordan, T., Berendse, F., Freney, J., Kudeyarov, V., Murdoch, P. & Zhu Zhao-liang. 1996. Regional nitrogen budgets and riverine inputs of N and P for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. *Biogeochemistry*, 35:75-139.
- Hunt, C., Loder, T. y Vorosmarty, C. 2005. Spatial and temporal patterns of inorganic nutrient concentrations in the Androscoggin and Kennebec rivers, maine. *Water, Air, & Soil Pollution* 163:303–23.
- INE. Instituto Nacional de Estadística. 2004. Censo de Población 2004. Fase I. Montevideo (2010).
- INIA. Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias. 2011. Grupo Agroclima y Sistemas de Información (Gras). (<http://www.inia.gub.uy>).
- INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2010. San Pablo. (<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>).
- IMC. Intendencia Municipal de Canelones. 2008. Contribución al Desarrollo del Plan Estratégico Departamental de Calidad de Agua. 19pp.
- Isaaks, H. y Srivastava, R, 1989. *An Introduction to Applied Geostatistics*. Oxford University Press, New York. 575pp.
- ITT Visual Information Solution, 2009. ENVI 4.7.
- Jarvie, H., Lycett, E., Neal, C. y Love, A. 2002. Patterns in nutrient concentrations and biological quality indices across the upper Thames basin, UK. *Science of the Total Environment*, 282/283:263–94.
- Jarvie, H., Withers, P., Hodgkinson, R., Bates, A., Neal, M., Wickham, H., Harman, S. & Armstrong, L. 2008. Influence of rural land use on streamwater nutrients and their ecological significance. *Journal of Hydrology* 350:166–86.

- Jensen, J. 2007, *Remote Sensing of the Environment: An Earth Resource Perspective*. Ed. Upper Saddle River-Prentice Hall. New Jersey. 592pp.
- Jeppesen, E., Kronvang, B., Meerhoff, M., Søndergaard, M., Hansen, K., Andersen, H., Lauridsen, T., Liboriussen, L., Beklioglu, M., Ozen A., & Olesen, J. 2009. Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. *Journal of Environmental Quality*, 38:1930–41.
- Jeppesen, E., Kronvang, B., Olesen, J., Audet, J., Søndergaard, M., Hoffmann, C., Andersen, H., Lauridsen, T., Liboriussen, L., Larsen, S., Beklioglu, M., Meerhoff, M., Ozen, A., Ozkan K. 2011. Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation. *Hidrobiología*, 663:1–21.
- Jeppesen, E., Moss, B., Bennion, H., Carvalho, L., DeMeester, L., Feuchtmayr, H., Friberg, N., Gessner, M., Hefting, M., Lauridsen, T., Liboriussen, L., Malmquist, H., May, L., Meerhoff, M., Olafsson, J., Soons, M. B. & Verhoeven, J. 2010. Interaction of Climate Change and Eutrophication. In *Climate Change Impacts on Freshwater Ecosystems*, pp. 119-151: Wiley-Blackwell.
- Johnson L., Richards C., Host G. y Arthur J. 1997. Landscape influences on water chemistry on Midwestern stream ecosystems. *Freshwater Biology*. 37:193-208.
- Jongman, R., Ter Braak, C. y Van Tongeren, O. 2007. *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge UP. Cambridge. 321pp.
- Journel, A. y Huijbregts, C. 1978. *Mining Geostatistics*. Academic Press, New York. 600pp.
- Karr, J. y Chu, E. 2000. Sustaining living rivers. *Hidrobiología* 422-433:1–14.
- Kalff, J. 2002. *Limnology :inland water ecosystems*. Prentice Hall. New Jersey 592pp.
- Kimmell, R., Pierzynski, G., Janssen, K. y Barnes, P. 2001. Effects of tillage and phosphorus placement on phosphorus runoff losses in a grain sorghumsoybean rotation. *Journal of Environmental Quality* 30:1324-30.
- Kirpich, Z. 1940. Time of concentration of small agricultural watersheds. *Civil Engineering*, 10(6):362.
- Kronvang, B., Behrendt, H., Andersen, H., Arheimer B., Barr, A., Borgvang, S. Bouraoui, F., Granlund, K., Grizzetti, B., Groenendijk, P., Schwaiger, E., Hejzlar, J., Hoffmann, L., Johnsson, H., Panagopoulos, Y., Lo Porto, A., Reisser, H., Schoumans, O., Anthony, S., Silgram, M., Venohr, M., y Larsen, S. 2009. Ensemble modelling of nutrient loads and nutrient load partitioning in 17 European catchments. *Journal of Environmental Monitoring*, 11: 572-83.
- Kronvang, B., Grant, R. y Laubel, A. 1997. Sediment and Phosphorus Export from a Lowland Catchment: Quantification of Sources. *Water Air and Soil Pollution* 99(1-4):465-76.
- Kronvang, B., Jeppesen, E., Conley, D., Søndergaard, M., Larsen, S., Ovesen N. y Carstensen, J. 2005. Nutrient pressures and ecological responses to nutrient loading reductions in Danish streams, lakes and coastal waters. *Journal of Hydrology*, 304: 274-88.
- Lazzarotto P. 2004. *Modeling phosphorus runoff at the catchment scale*. SFITZ. Zürich. 161pp.

- Legendre, P. y Legendre, L. 1998. Numerical Ecology. 2nd English Edition. Amsterdam. 870pp.
- Leonard, R., Kaplan, L., Elder, J., Coats, R. y Goldman, C. 1979. Nutrient transport in surface runoff from a subalpine watershed, lake Tahoe basin, California. *Ecological monographs*, 49(3):281-310.
- Lin, J. 2004. Review of Published Export Coefficient and Event Mean Concentration (EMC) Data. Wetlands Regulatory Assistance Program. 15pp.
- Lowrance, R., Altier, L., Newbold, J., Schnabel, R., Groffman, P., Denver, J., Correll, D. Gilliam, J. Robinson, J. Brinsfield, R., Staver, K., Lucas W. y Todd, A. 1997. Water Quality Functions of Riparian Forest Buffers in Chesapeake Bay Watersheds. *Environmental Management*, 21:687-712.
- Mantel, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Research*, 27:209-20.
- Matson, P., Parton W., Power A. y Swift, M. 1997. Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. *Science*, 277:504-9.
- May, L., House, W., Bowes, M. y McEvoy, J. 2001. Seasonal export of phosphorus from a lowland catchment: upper River Cherwell in Oxfordshire, England. *Science of the Total Environment*, 269:117-30.
- Mayer, P., Reynolds S., McCutchen M. y Canfield T. 2007. Meta-Analysis of Nitrogen Removal in Riparian Buffers. *Journal of Environmental Quality*, 36:1172-1180.
- McCullagh P. y Nelder J. 1989. Generalized linear models. Chapman & Hall, London. 532pp.
- McDowell, R., Sharpley, A. 2001. Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. *Journal of Environmental Quality*, 30:508-20.
- McDowell, R. W., Sharpley, A. y Chalmers, A. T. 2002. Chemical characterisation of fluvial sediment: The Winooski River, Vermont. *Ecological Engineering*, 18:477-87.
- McFarland, A. y Hauck, L. 2001. Determining nutrient export coefficients and source loading uncertainty using in stream monitoring data. *Journal of the American Water Resources Association* 37(1):223-36.
- MDN. Ministerio de Defensa Nacional. Precipitaciones mensuales. Departamento de Canelones. Período 1/06/2008 – 31/3/2009. DNM. Montevideo.
- MGAP. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. 1976. Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay y leyenda explicativa, tomos I y II. Montevideo. DSF.
- MGAP. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. 1981 Carta de erosión de suelos del Departamento de Canelones. DSF.
- MGAP. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Unidades de suelos Coneat. MGAP-DGRNAR-CONEAT. Montevideo.
- MGAP. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Censo general agropecuario 2000. DIEA. Montevideo Uruguay.
- MGAP. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. 2009a. Anuario estadístico 2009. DIEA. Montevideo. 216pp.

- MGAP. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. 2009b. Dirección Nacionales de Control de Semovientes. DICOSE. Declaración 2009.
- Mitchell P. y Trew, D. 1992. Agricultural Runoff and Lake Water Quality in Agricultural Impacts on Surface and Groundwater Quality. Lethbridge. pp. 73-79.
- Molfino J. 2010. Principales propiedades morfológicas y químicas y caracterización del Terreno de los Grupos CONEAT. Instituto de Investigaciones Agropecuarias.
- Moreno, A. 2007. Sistemas y análisis de la información geográfica. RA-MA Madrid. 940pp.
- Moss, B., Kosten, S., Meerhoff, M., Battarbee, R., Jeppesen, E., Mazzeo, N., Havens, K., Lacerot, G., Liu, Z., Meester, L., Paerl, H. y Scheffer, M. 2011. Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters*, 1:101-5.
- MVOTMA. Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. 2011. Trámites SADI en el departamento de Canelones. DINAMA.
- MVOTMA. Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. 2009. Geo Canelones. Informe Ambiental 2009. 183pp.
- Naiman, R., Decamps H. y McClain M. 2005. Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities. Elsevier Academic Press. London, 430pp.
- NASA ASTER. 2006. Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer. <http://asterweb.jpl.nasa.gov/>.
- Neal, C., Jarvie, H., Howarth, S., Hitehead, P., Williams, R., Neal, M., Harrow, M. y Wickham, H. 2000. The water quality of the River Kennet: initial observations on a lowland chalk stream impacted by sewage inputs and phosphorus remediation. *Science of the Total Environment*, 251/252:477-95.
- Neal, C., House, W., Jarvie, H., Neal, M., Hilla, L. y Wickham, H. 2005. Phosphorus concentrations in the River Dun, the Kennet and Avon Canal and the River Kennet, southern England. *Science of the Total Environment*, 344:107-28.
- Nearing, M., Foster, G., Lane, L. y Finkner, S. 1989. A process-based soil erosion model for USDA - Water erosion prediction project technology. *Transactions of the ASAE* 32: 1587-93.
- Nelder, J. y Wedderburn, R. 1972. Generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society*, 135(3):370-84.
- Olesen, J., Carter, T., Diaz-Ambrona, C., Fronzek, S., Heidmann, T., Hickler, T., Holt, T., Minguéz, M., Morales, P., Palutikov, J., Quemada, M., Ruiz-Ramos, M., Rubæk, G., Sau, F., Smith, B. y Sykes, M. 2007. Uncertainties in projected impacts of climate change on European agriculture and ecosystems based on scenarios from regional climate models. *Climate Change*, 81:123-43.
- Olli, G., Darracq, A. y Destouni, G. 2009. Field study of phosphorous transport and retention in drainage reaches. *Journal of Hydrology*, 365:46-55.
- Osborne L. y Wiley M. 1988. Empirical relationships between land use/cover and stream water quality in an agricultural watershed. *Journal of Environmental Management* 26: 9-27.
- Panario, D., Gutiérrez, O., Achkar, M., Bartesaghi, L., Ceroni, M. 2011. Mapa de Ambientes de Uruguay y Distribución potencial de especies. Convenio MGAP/PPR – CIEDUR.

- Park S., Hyun-Joo Lee, Sang-Woo Lee, Soon-Jin Hwang, Myeong-Seop Byeon, Gea-Jae Joo, Kwang-Seuk Jeong, Dong-Soo Kong and Myoung-Chul Kim. 2011. Relationships between land use and multi-dimensional characteristics of streams and rivers at two different scales. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 47:107-16.
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R., Blair, R., 1995. 16 A. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, 2671117– 2671123.
- Prairie Y. y Kalff J. 1986. Effect of catchment size on phosphorus export. *Water Resources Bulletin* 22:465-70.
- Quinton J., Catt J. y Hess T. 2001. The selective removal of phosphorus from soil: is event size important? *Journal of Environmental Quality*. 30:538–45.
- R Core Team (2012). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Rast, W. y Lee G. 1978. Summary analysis of the North American (U.S. portion) OECD eutrophication project: Nutrient loading-lake response relationships and trophic state indices. 455pp.
- Reddy, K., Diaz, O., Scinto, L. y Agami, M. 1995. Phosphorus dynamics in selected wetlands and streams of the lake Okeechobee Basin. *Ecological Engineering*, 5:183–207.
- Renard K. y Foster G. 1983. *Soil Conservation: Principles of Erosion by Water*. Madison, USA. Dryland Agriculture, Agronomy Monograph N° 23.
- Rótolo, C. y Francis, C. 2008. Los servicios ecosistémicos en el "corazón" agrícola de Argentina. Ediciones INTA N° 44. Argentina. 21pp.
- Schultz, R., Isenhardt T., Simpkins W. y Colletti J. 2004. Riparian forest buffers in agroecosystems -lessons learned from the Bear Creek Watershed, central Iowa, USA. *Agroforestry Systems*, 61: 35-50.
- Sekely, A., Mulla, D. y Bauer, D. 2002. Streambank Slumping and its Contribution to the Phosphorus and Suspended Sediment Loads of the Blue Earth River, Minnesota. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57(5):243-50.
- Servicio Geográfico Militar (SGM). 1987. Cartas topográficas digitales E=1: 50.000. Uruguay.
- Sharpley, A., Chapra, S., Wedepohl, R., Sims, J., Daniel, T. & Reddy, K. 1994. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options. *Journal of Environmental Quality*, 23:437-51.
- Shigaki, F., Sharpley, A. y Prochnow, L. 2006. Source-Related transport of phosphorus in surface runoff. *Journal of Environmental Quality*, 35:2229-35.
- Simon, A., Rinaldi, M. y Hadish G. 1996. Channel Evolution in the Loess Area of the Midwestern United States. Proceedings of the Sixth Federal Interagency Sedimentation Conference, Las Vegas. US Government Printing Office, Washington, D.C., pp 86-96.
- Sheridan, J. 1994. Hydrograph time parameters for flatland watersheds. *Transactions of the ASAE* 37(1):103-13.
- Sliva L. y Willams D. 2001. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water Research*, 35:3462–72.

- Shumm, S. 1956. The fluvial system. A Wiley-interscience Publication. John Wiley and Sons, Inc. New York. 338 pp.
- Sosa, S. y Troncoso, B. 1982. Indicadores generales de la situación económica del noreste de Canelones. CIESU. Montevideo. 66pp.
- Spoturno, J., Oyhantçabal, P., Goso, C., Aubet, N., Cazaux, S., Huelmo, S., Morales, E. y Loureiro, J. 2004. Mapa geológico del Departamento de Canelones a escala 1:100.000. Fac. Ciencias – DINAMIGE.
- Stepinski, T. y Stepinski, A. 2005. Morphology of drainage basins as an indicator of climate on early Mars. *Journal of Geophysical Research*, 110:10pp.
- Strahler, A. 1986. Geografía Física. Ediciones Omega. Barcelona. 767pp.
- Strahler A. y Strahler A. 1994. Geografía Física. Ediciones Omega SA. Barcelona. 550pp.
- Timmons, D. y Holt, R. 1977. Nutrient Losses in surface runoff from a native prairie. *Journal of Environmental Quality*. 6:369-73.
- Tao, L., Shanna, W., Hongying, C., Chaosheng, Z., Haitao, L, LI Hengpeng, L., Wenchong, S. y Zhongyi, C. 2008. Estimation of ammonia nitrogen load from nonpoint sources in the Xitiao River catchment, China. *Journal of Environmental Sciences* 20:1195-201.
- Udawatta, R., Motavalli, P., Garrett, H., Krstansky, J., 2006. Nitrogen losses in runoff from three adjacent agricultural watersheds with claypan soils. *Agricultural Ecosystem Environment* 117:39-48.
- Vitousek, P., Aber, J., Howarth, R., Likens, G., Matson, P., Schindler, D., Schlesinger, W. & Tilman, D. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*. 7:737-50.
- Valderrama, J. 1981. The simultaneous analysis of total Nitrogen and total Phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*. 10:109-122.
- Vidon, P., Allan, C., Burns, D., Duval, T., Gurwick, N., Inamdar, S., Lowrance, R., Okay, J., Scott, D. y Sebestyen, S. 2010. Hot Spots and Hot Moments in Riparian Zones: Potential for Improved Water Quality Management. *Journal of the American Water Resources Association*, 46(2):278-98.
- Vought L., Pinay G., Fuglsang A. y Ruffinoni C. 1995 Structure and function of buffer strips from a water quality perspectiva in agricultural landscapes. *Landcape and Urban Planning*, 31:323-331.
- Wang L., Lyons J., Kanehl P. y Bannerman R., 2001. Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environment Management*, 28:255-66.
- Webster, R. y Oliver, M. 2001. *Geostatistics for Environmental Scientists*. Wiley. UK. 315pp.
- Wischmeir W. y Smith, D. 1978. Predicting Rainfall Erosion Losses - A Guide to Conservation Planning. *Agriculture Handbook* 537. Government Printing Office, Washington DC. 85pp.
- Wood, S. 2004. Stable and efficient multiple smoothing parameter estimation for generalized additive models. *Journal of the American Statistical Association*, 99:673-86.
- World Resources Institute (WRI). 2006. Modelamiento Hidrológico de la Descarga de las Cuencas Hidrológicas en el Arrecife Mesoamericano. 44 pp.

- Xie, X., Norra, S., Berner, Z. y Stuben, D. 2005. A gis-supported multivariate statistical analysis of relationships among streamwater chemistry, geology and land use in baden-wuerttemberg, germany. *Water, Air, and Soil Pollution*, 167:39–57.
- Zaimes, G., Schultz R., y Isenhardt T. 2008. Streambank soil and phosphorus losses under different riparian land-uses in Iowa. *Journal of the American Water Resources Association*, 44(4):935-47.
- ZAK, D., Rossoll, T., Exner, T., Wagner, C. y Gelbrecht, J. 2009. Mitigation of sulfate pollution by rewetting of fens—a conflict with restoring their phosphorus sink function?. *Wetlands*, 29(4):1093–103.
- Zhang, J. y Jørgensen, S. 2005. Modelling of point and non-point nutrient loadings from a watershed. *Environmental Modelling y Software*, 20:561-74.
- Zhang, W. y Wang, X. 2002. Modelling for point-nonpoint source effluent trading: perspective of nonpoint sources regulation in China. *Science of the Total Environment*, 292(3):167-76.
- Zhang, X., Liu X., Zhang, M., Dahlgren, R. 2010. A Review of Vegetated Buff ers and a Meta-analysis of Their Mitigation Efficacy in Reducing Nonpoint Source Pollution. *Journal of Environmental Quality*. 39:76–84.