

VARIACIONES EN LOS NIVELES DE NITRÓGENO EN AGUAS SUPERFICIALES COMO CONSECUENCIA DE LOS CAMBIOS DE USO DEL SUELO

Taboada Castro, M. T., (1) Diéguez Villar, A., (1) López Mosquera, M. B., (1) Taboada Castro, M. M., (1) Dafonte Dafonte, J. (2) y Paz González, A. (1)

(1) Facultad de Ciencias, Universidad de A Coruña.

A Zapateira, 15071 A Coruña

(2) E.P.S. Universidad de Santiago. 27002 Lugo

SUMMARY

Variation of nitrogen levels in surface waters as consequence of land use changes

In this work the results of nitrate and ammonium contents of surface waters from a small agricultural catchment are showed. The study was realised from november 1997 at the spring 1999. The sampling was carried out at a catchment scale in the main stream, which flows continuously during the winter and, at a scale of subcatchment, in ephemeral streams whose existence is linked with the occurrence of strong precipitations. The discharge of organic fertilizer, contributed by pasture and discharge of slurry, was initially, very important in this catchment. The agricultural activities stopped at the end of spring 1998, when the reforestation of the catchment started. It is discussed the variation in the nitrate and ammonium levels of the waters in relation to the use of the soil.

Key words: Surface water, nitrate, ammonium, spatial and temporal evolution, organic fertilizer.

RESUMEN

En este trabajo se presentan los resultados del contenido en nitratos y amonio de las aguas superficiales de una cuenca de pequeñas dimensiones desde noviembre de 1997 hasta la primavera de 1999. El muestreo se llevó a cabo en la corriente principal, continua a lo largo de todo el invierno, y a escala de subcuenca, en corrientes efímeras que únicamente se apreciaban durante precipitaciones intensas. Inicialmente la carga de abono orgánico (aportado por pastoreo y descarga de purines) en esta cuenca era muy importante. Las actividades agrícolas cesaron a finales de la primavera de 1998, cuando se inició la reforestación de esta cuenca. Se discute la variación en los niveles de nitratos y amonio de las aguas en relación con el uso del suelo.

Palabras clave: Aguas superficiales, nitratos, amonio, evolución espacial y temporal, abono orgánico.

INTRODUCCIÓN

La fertilización nitrogenada y los residuos orgánicos de origen ganadero (purines, estiércoles y deyecciones directas) constituyen la mayor parte de los aportes de nitrógeno que reciben los suelos agrícolas. Cerca del 50% del aporte neto de nitrógeno es recuperado con las cosechas. Del resto, parte es devuelto a la atmósfera via desnitrificación y volatilización, otra parte es retenido por el suelo, parte es lixiviado a las aguas subterráneas y parte es directamente emitido desde el suelo a las aguas superficiales via escorrentía (OENEMA and ROEST, 1998).

El incremento en la pérdida de nutrientes (especialmente fósforo y nitrógeno) de los terrenos agrícolas a través de la escorrentía y lavado es una de las principales causas de la degradación de la calidad de las aguas superficiales y subterráneas (GANGBAZO *et al.*, 1995; HOODA *et al.*, 2000). Las concentraciones elevadas de nitritos y nitratos en aguas de consumo humano se vinculan con procesos de metahemoglobinemia y de cáncer. Por otra parte, el fósforo e igualmente el nitrógeno, pueden ser los responsables (por ser los factores limitantes del crecimiento de algas) de procesos de eutrofización en los ecosistemas acuáticos (JOHNSTON, *et al.*, 1997).

Entre los factores que toman parte en el control de las pérdidas de nitrógeno de los suelos agrícolas a las aguas superficiales se encuentran factores naturales (tipo de suelo, condiciones climáticas, topografía e hidrología) y factores antropogénicos como el uso del suelo y rotación de cultivos, tipo de laboreo, residuos de las cosechas, control de la escorrentía, aplicación de purines y otros fertilizantes, así como la cantidad y método de aplicación de los mismos (WITMER, 1985; JORDAN *et al.*, 1997; MEISSNER *et al.*, 1999).

En concreto, la aplicación de purines, práctica ampliamente utilizada en Galicia, une los beneficios en lo relativo a producción de cosechas: suministro de nutrientes, N, P y K y mejora de las propiedades físicas y químicas del suelo, a la posibilidad de eliminación de residuos a muy bajo coste. En contraposición, puede dar origen a la contaminación de suelos y aguas, causada entre otros, por los compuestos nitrogenados y fosfatados que contiene. La forma predominante del nitrógeno en los purines es el amonio, procedente de la descomposición de la urea (CARBALLAS y DÍAZ-

FIERROS, 1990). El hecho de que el nitrógeno amoniacal sea mayoritario es, en principio, favorable para la retención de nitrógeno por el suelo, lo que minimizaría las pérdidas por lavado. Sin embargo, la velocidad de mineralización del nitrógeno es rápida en los suelos gallegos (CARBALLAS *et al.*, 1983) y en consecuencia el paso del nitrógeno amoniacal a otras formas menos ligables al complejo de cambio del suelo, como los nitratos, favorece un lavado más rápido del perfil.

En este trabajo se estudia la variación espacial en el contenido de amonio y nitrato en las aguas superficiales de una cuenca agrícola (noviembre de 1997-junio de 1998) y la evolución temporal de estos iones antes y después del abandono de las prácticas agrícolas (que tuvo lugar en junio de 1998) analizando cómo afecta este cambio a la calidad de las aguas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Localización y descripción del área de estudio

El estudio se efectuó en una pequeña cuenca de 10,7 has. denominada El Abelar, situada en el municipio de Abegondo (A Coruña). Posee una topografía ondulada y discontinua, con una pendiente media de 6,9%. Los suelos son Umbrisoles de textura media, ricos en materia orgánica y se asientan sobre esquistos básicos, pertenecientes a los Esquistos de Órdenes.

Durante una gran parte del periodo de estudio la cuenca estuvo dedicada a la actividad agrícola, encontrándose en el 58,6% ocupada por pradera no considerada intensiva, en un 37,2% a plantaciones de maíz que después de su recogida permaneció en barbecho, y sólo en un 4,2% a monte bajo (4,2%). Durante esta época registró altas cargas de nutrientes resultado de un uso del suelo más intensivo y de descargas puntuales de purines de vacuno y porcino en la cabecera de la cuenca realizadas con un sistema de bombeo. En junio de 1998 se inició la repoblación forestal de la cuenca, cesando la aplicación de purin.

En la red hidrográfica de esta cuenca (fig. 1) se puede apreciar la existencia de tres subcuencas claramente diferenciadas, dos de ellas aparecen delimitadas por cursos de agua más pequeños, que se unen al curso principal. Estos pequeños arroyos carecen de flujo base, permaneciendo secos en el verano.

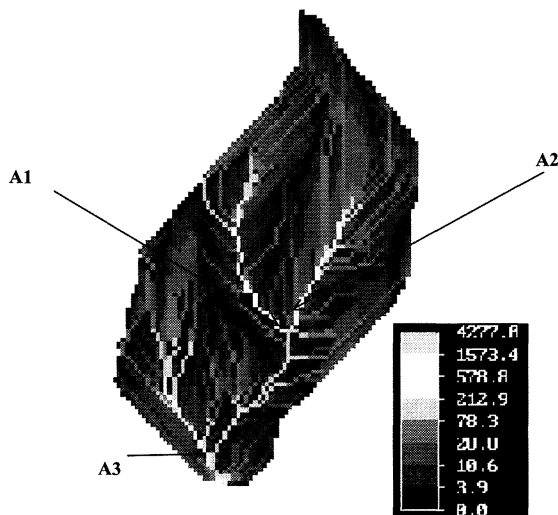


Figura 1. Mapa de la red de drenaje de la cuenca de El Abelar indicando los puntos de muestreo en el cierre de dos subcuencas (A1 y A2) y la cuenca principal (A3) (tomado de González García, 1998).

Metodología

La evolución espacial de las concentraciones de amonio y nitratos se siguió desde noviembre de 1997 hasta junio de 1998 (coincidiendo con el periodo de fuertes aplicaciones de purines) tomando las muestras en los tres puntos localizados en la figura 1. Los puntos A1 (24 muestras analizadas) y A2 (25 muestras) recogen las aguas de escorrentía de una subcuenca de 2,4 y 3,3 ha respectivamente y el punto A3 (29 muestras) recoge las aguas de escorrentía y el flujo base en el cierre de la cuenca principal.

El estudio de la evolución temporal del ión amonio se efectuó desde noviembre de 1997 hasta la primavera de 1999 y el del nitrato desde mayo de 1997 hasta la primavera de 1999, analizando 44 y 62 muestras respectivamente, tomadas en el punto A3.

Los intervalos de muestreo oscilan entre dos días y varias semanas, dicha variabilidad se debe en gran parte a su relación con la distribución de las precipitaciones.

El almacenamiento de las muestras, que fueron tomadas sin espacio de cabeza, se realiza en frascos de PET (PoliEthylene Terephthalate). La conservación de estas muestras se lleva a cabo siempre en nevera (4 °C) para reducir en lo posible la actividad biológica. El periodo de conservación es siempre inferior a 48 horas.

Las muestras de agua, se filtran tras agitación previa, a través de un filtro de 0,45 µm de diámetro de poro. Se realizan medidas de amonio y nitrato en el filtrado mediante la utilización de la Sonda Multiparamétrica Hydrion-10, un nuevo método analítico basado en el empleo de electrodos selectivos, que permite realizar análisis simultáneos en aguas de una serie de parámetros físico-químicos (temperatura, pH, conductividad eléctrica, y concentraciones de Na⁺, Ca²⁺, K⁺, NH₄⁺, Cl⁻, NO₃⁻ y HCO₃⁻) de una forma más rápida y económica que los métodos convencionales (DIÉGUEZ VILLAR, 1998; TABOADA *et al.*, 2000).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evolución espacial

En las tablas 1 y 2 se presenta un resumen estadístico del contenido en nitratos y amonio de las aguas medidas en los tres puntos de muestreo de la cuenca. Se puede observar que estos iones presentan un amplio rango de concentraciones, especialmente en el punto A1, donde oscilan entre 1,1-204 mg NO₃⁻/L y 0-350 mg NH₄⁺/L. Esta enorme diferencia se debe a que durante esa época tuvo lugar la aplicación de purines en gran cantidad en la cabecera de la cuenca. En lugar de ser dispersados sobre toda la extensión del área cultivada, son a menudo descargados en puntos concretos de la cuenca. Esto provoca que, dadas las características topográficas de la misma, buena parte de estos desechos orgánicos alcancen los pequeños cursos de agua donde fueron tomadas las muestras, dando origen a fuertes picos de concentración.

Las concentraciones de nitratos aumentan ligeramente a medida que aumenta la distancia a la cabecera, o lo que es lo mismo, al punto de descarga de purines. Los niveles medios más elevados aparecen en las aguas del punto A3 (28,69 mg/L), que está situado en la parte más baja de la cuenca. En cambio, con el amonio ocurre lo contrario, siendo en este punto donde se observan las concentraciones más bajas (5,80 mg/L).

	A1	A2	A3
Media	25,05	26,95	28,69
Nivel de conf. (95%)	18,37	6,09	5,78
Desviación estándar	42,48	14,41	14,91
Rango	202,89	68,50	77,48
Mínimo	1,11	2,60	7,92
Máximo	204,00	71,10	85,40

Tabla 1. Resumen estadístico de los análisis de nitrato (mg/L).

	A1	A2	A3
Media	37,36	18,05	5,80
Nivel de conf. (95%)	32,31	22,01	3,41
Desviación estándar	76,52	53,32	8,96
Rango	350,00	261,00	31,00
Mínimo	0	0	0
Máximo	350,00	261,00	31,00

Tabla 2. Resumen estadístico de los análisis de amonio (mg/L).

La diferencia entre las concentraciones de amonio en los distintos puntos es mucho mayor que la existente entre las concentraciones de nitrato. Así, la concentración media de amonio oscila entre 37,36 mg/L del punto A1 y 5,8 mg/L del A3, pasando por 18,05 mg/L en el punto A2, mientras en el caso del nitrato la oscilación total de los valores medios es de sólo 3,65 mg/L. No obstante, los valores medios de ambos iones son muy elevados en todos los puntos (tablas 1 y 2); superan en varios ordenes de magnitud a los encontrados en las aguas superficiales de otras cuencas de Galicia, como la de Seixas (DIÉGUEZ *et al.*, 1999), constituida en buena parte por terrenos de uso agrícola, pero cuya diferencia principal con la de El Abelar estriba en el menor aporte de purines y modo de distribución (dispersión con cisterna).

La diferencia en las concentraciones del ión amonio y nitrato entre los puntos de muestreo A1 y A2 puede deberse, tanto (i) al distinto uso del suelo (el punto A1 recoge aguas de un terreno de cultivo en barbecho, mientras que las aguas del punto A2 proceden principalmente de pradera), que puede provocar una retención diferencial de los compuestos contenidos en los purines (las pérdidas de nitratos por lixiviación son, según GARRET (1991), muy superiores desde suelos de cultivo que desde praderas), como (ii) a factores topográficos, o simplemente (iii) a la elección de un punto de aplicación de estos purines más o menos cercano a uno de los dos puntos de muestreo. Entre estos puntos y el A3 se produce un efecto de dilución en las concentraciones de compuestos nitrogenados provenientes del abonado en las zonas más altas de la cuenca, provocado por la entrada en el arroyo de aguas limpias procedentes de zonas más bajas, que quedan fuera de la influencia del purín.

La explicación más probable para los resultados obtenidos en los análisis de amonio y nitratos debe buscarse en la composición de los purines y en la existencia de procesos complejos que forman parte del ciclo del nitrógeno. Estudios llevados a cabo por CARBALLAS y DÍAZ-FIERROS (1990) sobre la caracterización del purín de vacuno en Galicia, han mostrado que estos presentan generalmente altos contenidos de amonio y valores de pH elevados. Este amonio va a ser transformado en nitratos por medio de la nitrificación, proceso que podría ser en gran medida el responsable del aumento de las concentraciones de nitratos, a la par que de la disminución en las concentraciones de amonio, a lo largo de la cuenca. Los resultados de una revisión bibliográfica realizada por NOVOTNY and OLEM (1994), mostraron que las mayores tasas de nitrificación en cursos de agua se dan en arroyos pequeños con un fondo sólido, características que coinciden con las de los pequeños cauces que recogen las aguas de la cuenca de El Abelar.

Otro proceso que tiene una influencia importante en la evolución de las concentraciones de nitratos es la desnitrificación. Para que este tenga lugar se requiere disponibilidad de nitratos, presencia de compuestos orgánicos, ambiente reductor y pH moderadamente ácido o alcalino. Estas condiciones se dan cuando se añade purín a un suelo (CARBALLAS y DÍAZ-FIERROS, 1990). Autores como DORIOZ et FERHI (1994), TABOADA *et al.* (1998) han referido importantes disminuciones en las concentraciones de nitratos en

aguas procedentes de áreas agrícolas que han permanecido en terrenos encharcados, por lo que se puede asumir la posibilidad de que este proceso haya tenido un efecto modulador sobre la influencia de la nitrificación en las concentraciones de nitratos medidas.

Por otro lado, una parte de la diferencia que existe entre las concentraciones de amonio medidas en los puntos A1, A2 y A3 puede ser debida al proceso de volatilización, a pesar de que algunos estudios realizados sobre volatilización de amoníaco en Galicia (LEIRÓS *et al.*, 1984; CARBALLAS *et al.*, 1988) muestran pérdidas de poca importancia en esta región, controladas fundamentalmente por la temperatura.

Evolución temporal

En las figuras 2 y 3 se muestran los gráficos que representan la distribución de las concentraciones de amonio y nitratos respectivamente, medidas en el punto de muestreo A3, situado en el lugar próximo a la salida de la cuenca. Lo primero que se observa es una diferencia entre la distribución de las concentraciones de amonio en relación con las de nitratos. En el caso de las primeras, los valores más elevados aparecen en forma de picos registrados entre diciembre de 1997 y junio de 1998, coincidiendo con el periodo en el que se intensificaron las aplicaciones masivas de purin, tanto que en ocasiones podrían recibir la denominación de vertido. Durante esta época se alcanzaron valores de 31 mg/L, que exceden en más de un orden de magnitud los marcados por la legislación para todo tipo de usos del agua. A partir de junio de 1998 se aprecia un drástico descenso en la concentración de amonio, que llegó a encontrarse, al final del periodo de estudio, alrededor de 0,5 mg/L (fig. 2). Este descenso coincide con el final de la actividad agrícola y la suspensión de purines en toda la cuenca y con el inicio de la repoblación forestal de la misma.

Las concentraciones de nitratos, aunque presentan también una notable variabilidad, se distribuyen a lo largo de todo el periodo de estudio de una forma más regular (fig. 3). Su valor medio es inferior al límite máximo marcado por la ley para aguas de consumo humano (50 mg/L), pero este límite se ve superado en varias ocasiones a lo largo de todo el periodo de estudio (incluso en el periodo posterior al cese de las aplicaciones de purines), llegándose a alcanzar la concentración de 110,2 mg/L a mediados de junio de 1998.

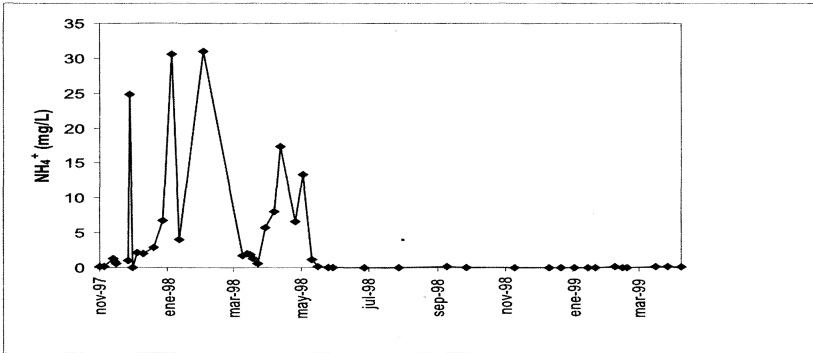


Figura 2. Evolución temporal de la concentración de amonio medida en el punto A3.

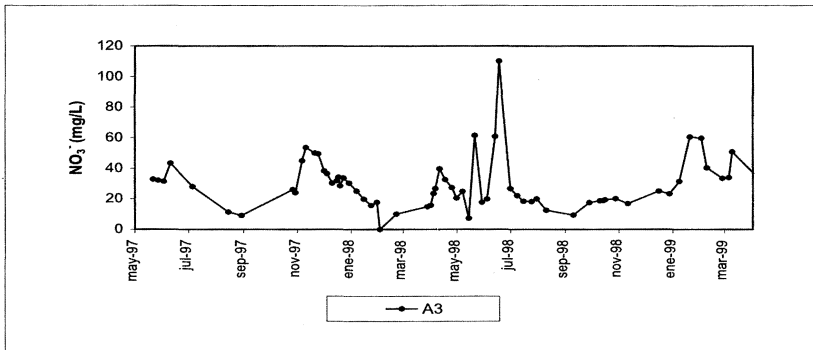


Figura 3. Evolución temporal de la concentración de nitratos medida en el punto A3.

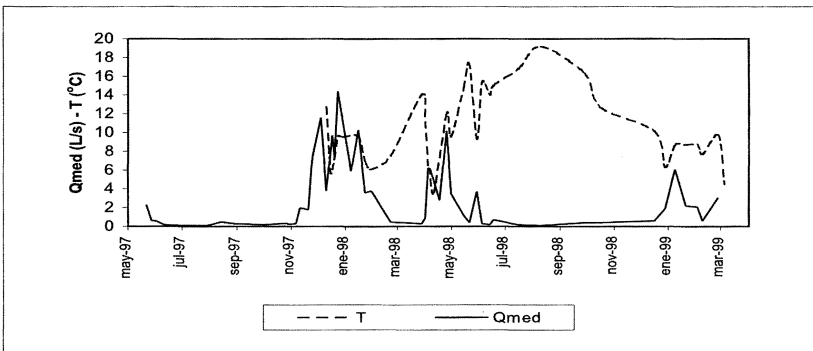


Figura 4. Régimen de temperaturas y caudal.

En la figura 4 se muestra la variación de la temperatura y del caudal medio a lo largo del periodo de estudio. Comparando esta gráfica con las de distribución de amonio y nitratos (fig. 2 y 3) se puede apreciar que la variabilidad temporal de las concentraciones de estos iones no depende exclusivamente del periodo de aplicación de purines sino que también está relacionada con factores climáticos, como el régimen de precipitaciones y la temperatura. Así, las concentraciones más elevadas de amonio se registran durante el periodo invernal del año 97/98, coincidiendo con la época de temperaturas más bajas. Estos picos son mucho más elevados que los producidos en primavera, donde las temperaturas son más altas y en consecuencia resultan favorecidos los procesos de nitrificación y las pérdidas de amonio por volatilización.

Las concentraciones de amonio más altas coinciden, por otro lado, con los niveles más elevados de caudal, lo que pone de manifiesto la importancia de la escorrentía como principal vía de transporte del amonio al cauce del que se tomaron las muestras.

El comportamiento de los nitratos muestra una gran similitud con el del amonio, especialmente en lo referido a su relación con el caudal y con los periodos de aplicación de purines. Se aprecia, sin embargo una diferencia: las concentraciones más elevadas de nitratos aparecen a comienzos del verano de 1998, en contraste con las de amonio, que fueron registradas entre enero y marzo del mismo. Esta ligera divergencia puede estar relacionada con la temperatura, cuyo aumento acelera el proceso de nitrificación (la temperatura óptima para el desarrollo de este proceso se sitúa entre 20 y 25 °C), que tiene como resultado la transformación del amonio en nitrato.

La distribución de concentraciones de nitratos en la cuenca de El Abelar muestra un patrón de evolución estacional que se acerca, aunque con ciertas divergencias, al descrito en la cuenca de Seixas por DIÉGUEZ *et al.* (1999) y por OENEMA and ROEST (1998), MOREAU *et al.* (1998), en aguas procedentes de cuencas con predominio agrícola, con máximos en invierno y mínimos en primavera.

CONCLUSIONES

Las actividades agrícolas realizadas en la cuenca de El Abelar han determinado en gran parte la composición química de las aguas superficiales. La distribución de las concentraciones de amonio y nitratos está condicionada

principalmente por los periodos de aplicación de purines y por factores climáticos, como las precipitaciones y la temperatura. Tras el cese del aporte de purin se produjo un descenso en la concentración de amonio, que llegó a encontrarse, al final del periodo de estudio, alrededor de 0,5 mg/L. Sin embargo, los nitratos llegaron a sobrepasar los 50 mg/L, incluso una vez efectuada la repoblación forestal de la cuenca. Estos resultados son indicativos del impacto ambiental que pueden producir ciertas actividades agrícolas y de la necesidad de establecer programas de abonado que a largo plazo no sean dañinos con el medio ambiente.

AGRADECIMIENTOS: Este trabajo ha sido financiado por la CICYT (proyecto HID96-1085-CO2-01) y por la Xunta de Galicia (proyectos PGIDT99MA10303 y PGIDT99PXI10305A).

BIBLIOGRAFÍA

CARBALLAS, M., CARBALLAS, T., GIL, F., VILLAR, M.C., CABANEIRO, A., LEIRÓS, M.C. and DÍAZ-FIERROS, F. 1983. Biodegradation and humification of cattle slurry in the soil. *Studies about Humus II*, 295-298.

CARBALLAS, T. y DÍAZ-FIERROS, F. (Coords.). 1990. El purín de vacuno en Galicia. Caracterización, poder fertilizante y problemas ambientales. Ed. Consellería de Ordenación do Territorio e Obras Públicas. Xunta de Galicia. 162 pp.

CARBALLAS, T., LEIRÓS, M.C., CABANEIRO, A., CARBALLAS, M., GIL, F., VILLAR, M.C. and DÍAZ-FIERROS, F. 1988. Loss of NH₃ from acid humic temperate zone soils treated with cattle slurry. Safe and efficient slurry utilization. *Minutes of a Joint Meeting of the FAO-European Network on Animal Waste Utilization*.

DIÉGUEZ VILLAR, A. 1998. *Estudio del contenido en iones mayoritarios de las aguas de escorrentía de dos cuencas agrícolas*. Tesis de Licenciatura. Universidad de A Coruña. 94 pp.

DIÉGUEZ VILLAR, A., TABOADA, M.T., LÓPEZ, M.B. y DAFONTE, J. 1999. Evolución temporal de la concentración de iones en aguas de escorrentía de una cuenca agrícola. En: *Avances sobre el estudio de la erosión*

hídrica, editado por Paz González, A. y Taboada Castro, M.T. Colección Cursos, Congresos e Simposios, 52. Universidad de A Coruña. pp 325-341.

DORIOZ, J.M. et FERHI, A. 1994. Pollution diffuse et gestion du milieu agricole: transferts compares de phosphore et d'azote dans un petit bassin versant agricole. *Water Res.*, 28 (2): 395-410.

GANGBAZO, G., PESANT, A.R., BARNETT, G.M., CHARUEST, J.P. and CLUIS, D. 1995. Water contamination by ammonium nitrogen following the spreading of hog manure and mineral fertilizers. *J. of Env. Quality*, 24 (3): 420-425.

GARRET, M.K. 1991. Nitrogen losses from grassland systems under temperate climatic conditions. In: *Chemistry, agriculture and the environment*. Ed. Royal Society of Chemistry. pp. 121-132.

GONZÁLEZ GARCÍA, M.A. 1998. *Propiedades hidrodinámicas en zona non saturada e a súa relación cos procesos hidrolóxicos*. Tesis Doctoral. Escola Politécnica Superior. Universidade de Santiago de Compostela. 228 pp.

HOODA, P.S., EDWARDS, A.C., ANDERSON, H.A. and MILLER, A. 2000. A review of water quality concerns in livestock farming areas. *The Sci. of Total Env.*, 250: 143-167.

JORDAN, T.E., CORRELL, D.L. and WELLER, D.E. 1997. Relating nutrient discharges from watersheds to land use and streamflow variability. *Water Research*, 33, (11): 2579-2590.

JOHNSTON, A.E., TUNNEY, H. and FOY, R.H. 1997. Phosphorus Loss from Agriculture to Water: Synthesis and Summary. In: *Phosphorus Loss from Soil to Water*. Eds. Tunney, H., Carton, O.T., Brookes, P.C., Johnston, A.E. CAB International. UK. pp 455-461.

LEIRÓS, M.C., CABANEIRO, A., CARBALLAS, M., GIL, F., VILLAR, M.C., DÍAZ-FIERROS, F. y CARBALLAS, T. 1988. Pérdidas de NH₃ en suelos abonados con purín de vacuno. *Actas del I Cong. Nac. de la Ciencia del Suelo* (Madrid), pp.137-149.

MEISSNER, R., SEEGER, J., RUPP, H. and BALLA, H. 1999. Assessing the impact of agricultural lands use changes on water quality. *Wat. Sci. Tech.*, 40 (2): 1-10.

MOREAU, S., BERTRU, G. and BUSON, C. 1998. Seasonal and spatial trends of nitrogen and phosphorus loads to the upper catchment of the river Vilaine (Brittany): relationships with land use. *Hydrobiología*, 373/374: 247-258.

NOVOTNY, V. and OLEM, H. 1994. Water quality: prevention, identification, and management of diffuse pollution. Ed. Van Nostrand Reinhold.

OENEMA, O. and ROEST, C.W.J. 1998. Nitrogen and phosphorus losses from agriculture into surface waters; the effects of policies and measures in the Netherlands. *Water Sci. and Technology*, 37, (2): 19-30.

TABOADA, M.T., DAFONTE, J., DIÉGUEZ, A., TABOADA, M. M. y LÓPEZ, M.B. 1998. Comparison of denitrification in two agricultural catchments. *Lowland Grassland of Europe. Utilisation and Development. Research Conference 1998*. Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo. A Coruña.

TABOADA, T., DIÉGUEZ, A., LÓPEZ, B. and PAZ, A. 2000. Comparison of Conventional Water Testing Methods with Ion-Selective Electrodes Technique for NO₃⁻, Cl⁻, Ca²⁺, K⁺, and Na⁺. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 31 (11-14): 1993-2005.

WITMER, M.C.H. 1985. Surface water quality in relation to soil type, land use and discharge in a rural catchment area. *Water Sci. and Technology*. 17: 1155-1164.