

2

ARTÍCULOS CIENTÍFICOS

ATENUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DE ESCORRENTÍAS PROCEDENTES DE ÁREAS ABONADAS CON PURÍN DE VACUNO MEDIANTE LA IMPLANTACIÓN DE UN PRADO DE *LOLIUM PERENNE*

A. NÚÑEZ DELGADO, E. LÓPEZ PERÍAGO Y F. DÍAZ-FIERROS VIQUEIRA

Departamento de Edafología e Química Agrícola. Facultade de Farmacia.

Campus Univ. s/n. 15706 Santiago de Compostela (España)

RESUMEN

Se estudia la eficacia atenuadora de una serie de bandas de prado (filtros verdes) frente a las escorrentías generadas con lluvia artificial en una pradera en pendiente, tras abonar con $125 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ y $250 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de purín de vacuno dos áreas bien diferenciadas. Se analizaron parámetros físico-químicos y bacteriológicos en muestras de aguas de escorrentía, uno, 11 y 25 días después del abonado. El posible efecto de la doble dosis de purín no se hizo patente. Un día después del abonado, se observó que el grado de atenuación de los niveles de contaminantes fue mayor cuanto mayor era la longitud de la banda filtrante; en los dos muestreos posteriores la pauta fue menos clara, debido a la existencia de redistribuciones a lo largo del propio filtro. Los porcentajes de atenuación fueron elevados, principalmente en los dos primeros metros de banda filtrante. Se observaron correlaciones positivas entre porcentajes de escorrentía y niveles de masa transportada. Sobre las bacterias, los efectos atenuadores no fueron muy claros, y en el tercer muestreo todavía se detectan niveles elevados de estreptococos y coliformes y se evidencia la mayor persistencia de los primeros.

Palabras clave: Contaminación difusa, filtros verdes, lluvia simulada

INTRODUCCIÓN

El purín de vacuno es un producto cuyo empleo como fertilizante de prados y terrenos de cultivo conlleva riesgos de contaminación de masas de agua (contaminación difusa en este caso) en acuíferos (López *et al.*, 1994a) y en terrenos en pendiente (Díaz-Fierros *et al.*, 1990).

Las peculiaridades de este abono en cuanto a su constitución, propiedades físicas, características de almacenamiento y utilización práctica en Galicia, vienen siendo estudiadas desde hace años (Díaz-Fierros *et al.*, 1987 y 1988; Carballas *et al.*, 1990).

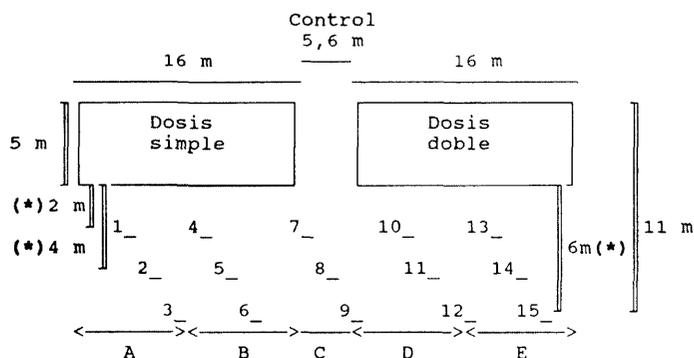
Recientemente se está prestando mayor atención a la evaluación de riesgos de contaminación relacionados con este material (Díaz-Fierros *et al.*, 1993; López, 1993; López

et al. 1994a y 1994b; Núñez, 1993; Núñez *et al.*, 1995a y 1995b), y a la valoración de métodos de minimización del impacto contaminante, como por ejemplo el empleo de bandas de terreno dotadas de vegetación (filtros verdes) que separan las áreas receptoras de abonos –o pesticidas– de los márgenes de los cursos de agua (Núñez *et al.*, 1995c; Basanta *et al.*, 1993 y 1995).

El objetivo de este trabajo es analizar la efectividad de un prado de *Lolium perenne*, como sistema de protección frente a la contaminación arrastrada por las escorrentías generadas –con lluvia simulada– en una parcela en pendiente abonada con distintas dosis de purín de vacuno.

MATERIAL Y MÉTODOS

Con el fin de estudiar una serie de episodios de escorrentía y evaluar la eficacia atenuadora de un grupo de bandas sembradas con *Lolium perenne* (filtros verdes), se configuró una parcela experimental, situada en la Escuela de Capacitación Agraria de Sergude (Boqueixón, La Coruña). Una vez acondicionado el terreno se delimitaron dos áreas destinadas a ser abonadas con purín (una con dosis simple: $125 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, y otra con dosis doble: $250 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). También se estableció una zona control sin fertilización. Posteriormente se instalaron dispositivos colectores de escorrentía superficial (del tipo empleado por Gerlach, 1967) a lo largo de las bandas destinadas a filtro verde (Figura 1); los dispositivos del 1 al 6 y del 10 al 15 se situaron pendiente abajo de las áreas abonadas, y los 7, 8 y 9 en la zona de control.



1_, 2_, 3_, ... 15_ = canaletas Gerlach; (*) = zona de filtro verde

FIGURA 1

La parcela experimental
The experimental plot

En la zona situada pendiente abajo de las bandas abonadas, cada dispositivo colector se encontraba separado 2,5 m del siguiente en el plano horizontal, mientras que en la zona de control la separación era de 1,2 m. En el sentido vertical (el de la pendiente), la separación entre canaletas contiguas era de 2 m en todos los casos.

TABLA 1
Características físico-químicas del suelo
Basic physicochemical characteristics of the soil

	Hor. Au1	Hor. Au2	Hor. Au3
Profundidad (cm)	0-20	20-60	60-100
pH en agua	6,1	6,3	6,4
pH en KCl	5,2	5,3	5,4
% Carbono	7,96	6,84	4,38
% M.O.	13,72	11,88	7,54
% Nitrógeno	0,653	0,626	0,212
Relación C/N	23,03	–	–
Densidad real (g cm ⁻³)	2,5123	2,5255	2,6881
% Arena	30,1	30,5	33,6
% Limo	49,4	53,1	40,9
% Arcilla	20,5	16,4	25,5
Textura	(a)	(b)	(a)
Na cambiabile (cmol(+) kg ⁻¹)	0,643	0,147	0,225
K cambiabile (cmol(+) kg ⁻¹)	0,467	0,313	0,120
Ca cambiabile (cmol(+) kg ⁻¹)	9,232	5,988	5,676
Mg cambiabile (cmol(+) kg ⁻¹)	1,285	1,162	1,995
Suma de bases cambiabiles	11,627	7,610	8,016
P asimilable (mg kg ⁻¹)	0,645	0,374	0,329
Agua retenida (%)			
pF 2	37,56	39,58	32,45
pF 2,5	33,34	34,77	27,74
pF 4,2	22,42	20,11	16,11
Agua utilizable (%)	10,92	14,67	11,63

(a)=franco; (b)=franco-limoso

El suelo de la parcela se asienta sobre un sustrato anfíbolítico. Partiendo de muestras secadas al aire y pasadas por tamices de 2 mm de luz, se efectuaron los siguientes análisis (Gutián y Carballas, 1976): pH en agua y pH en KCl 0,1 N: medida potenciométrica; carbono total (C): método de Sauerlandt; materia orgánica total: C x 1,724; nitrógeno total: método de Kjeldahl; densidad real: método del picnómetro, saturando el suelo al vacío con tolueno; análisis granulométrico: método internacional de análisis mecánico; textura: derivada del diagrama triangular de clases texturales; bases de cambio: se determinaron en el líquido procedente de la percolación del suelo con acetato amónico: sodio y potasio por espectrofotometría de emisión atómica, calcio y magnesio por absorción atómica (APHA, 1989); P asimilable: extracción con ácido acético 0,5 normal, y colorimetría con espectrofotómetro visible-U.V (Olsen y Sommers, 1982); agua retenida por el suelo: se utilizó un sistema de presión por aire comprimido (Klute, 1986); agua utilizable por las plantas: se calculó como diferencia entre los porcentajes de agua retenidos a pF 2,5 y 4,2. De los análisis se derivaron los valores que se indican en la Tabla 1.

Los valores de pH o de bases cambiables muestran los efectos de las prácticas de fertilización y encalado a que fue sometido históricamente el suelo; los porcentajes de materia orgánica sugieren que este es un antiguo suelo de cultivo con horizontes mezclados.

Para generar escorrentía se construyó y se instaló en la parcela un simulador de lluvia. Este sistema constaba de una toma de agua protegida con un filtro, y de una motobomba que extraía agua de un arroyo próximo a la parcela y la enviaba a través de una manguera hasta una derivación en dos ramas, donde además se encontraba un manómetro; cada una de estas dos ramas estaba dotada de 11 pares de boquillas aspersoras opuestas entre sí, de manera que cada boquilla lanzaba agua para el lado contrario a su complementaria. Todo el conjunto de riego iba apoyado directamente sobre el suelo, y proporcionaba una intensidad media de lluvia de 40 mm h⁻¹ cuando se trabajaba a una presión de 1,5 kg cm⁻² (medida en el manómetro situado en la derivación). La relación entre presión e intensidad se estableció por medio de ensayos previos, en los que se medían los volúmenes recogidos en recipientes cilíndricos de sección conocida, a distintas distancias de las boquillas, con diferentes tiempos de simulación y a varias presiones. El área total regada en cada simulación era de 11 m x 5,6 m en la zona de control (situada pendiente arriba de las canaletas 7, 8 y 9) y 11 m x 8 m en las zonas abonadas (en éstas se simulaba lluvia sobre una franja de 11 m pendiente abajo, por 8 m de ancho, y comprendía por tanto la mitad de una banda de abonado, que mide 16 m, y una parte del filtro verde que incluía tres canaletas situadas a tres distancias distintas de la zona abonada). Así, en cada episodio completo de generación de lluvia para toda la parcela, el simulador se colocaba en una localización para regar la franja de control, y después debía ser desplazado en cuatro ocasiones para regar cada una de las cuatro hemifranjas abonadas de 8 m de ancho y sus correspondientes zonas de filtro verde inmediatamente inferiores en la pendiente.

El purín procedía de heces y orina de vacuno, recogidos a través de parrillas situadas en el suelo del establo; esta mezcla sufre la dilución del agua que se utiliza para empujarla hacia la fosa de almacenamiento. En la fosa y antes de cargar las cisternas de reparto, el material existente se remueve mecánicamente y a continuación se aspira por vacío hacia la cisterna.

El purín se aplicó a razón de 125 m³ ha⁻¹ (dosis simple) y de 250 m³ ha⁻¹ (dosis doble).

Los métodos empleados para realizar las determinaciones analíticas sobre el purín fueron: pH: utilizando un potenciómetro y los correspondientes electrodos (APHA, 1989); conductividad eléctrica (CE): lectura con conductímetro (APHA, 1989); potencial redox: se empleó un electrodo específico conectado a un milivoltímetro; demanda química de oxígeno (DQO): método semimicro descrito en Soto *et al.* (1987); orto-fosfatos: método del ácido ascórbico (Olsen y Sommers, 1982); cloruros: se hizo uso de electrodos específicos (APHA, 1989); sulfatos: método turbidimétrico, con espectrofotómetro visible-U.V. (APHA, 1989); amonio y nitratos: método de Bremner y Keeney (1965); sodio y potasio: emisión atómica (APHA, 1989); calcio, magnesio, cobre y zinc: absorción atómica (APHA, 1989); los resultados de los análisis se exponen en la Tabla 2.

TABLA 2
Características del purín aplicado
Cattle slurry characteristics

pH	7,1
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	2524
Potencial redox (mV)	+129
D.Q.O. ($\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$)	1365,2
Ortofosfatos (mg l^{-1})	186
Sodio (mg l^{-1})	229
Potasio (mg l^{-1})	995
Calcio (mg l^{-1})	460
Magnesio (mg l^{-1})	50,7
Cobre	n.d.
Zinc	n.d.
Cloruros (mg l^{-1})	2300
Sulfatos (mg l^{-1})	2770
Amonio (mg l^{-1})	317,4
Nitratos (mg l^{-1})	2,1
N amoniacal + N nítrico (mg l^{-1})	247,3

n.d.=no detectado

Para efectuar el abonado, el purín fue introducido en una cisterna con capacidad para 3000 l, por succión a partir de la fosa de almacenamiento. La aplicación sobre las franjas prefijadas de la parcela se llevó a cabo a través de una manguera conectada a la salida de la cisterna. La dosificación del purín vertido sobre el suelo se realizaba mediante controles del tiempo de aplicación.

Al día siguiente de esparcir el purín se realizó la primera recogida de muestras de escorrentía, generada con lluvia artificial de intensidad promedio 40 mm h⁻¹. Las lluvias simuladas y los correspondientes muestreos se repitieron de nuevo 11 y 25 días después del abonado.

Las muestras para análisis microbiológicos se recogieron por medio de recipientes esterilizados (Schott Duran, de 250 cm³) que eran conectados al tubo de salida de las canaletas mientras se estaba produciendo la escorrentía. A continuación se guardaban en nevera y se mantenían en frío hasta el momento de iniciar las siembras (antes de las 24 horas posteriores). Para los análisis físico-químicos, tras finalizar los episodios de escorrentía se recogían alícuotas de los bidones colectores en los que vertían las canaletas.

Las determinaciones analíticas se practicaron sobre las aguas de escorrentía y sobre muestras del arroyo que proporcionaba el agua para el simulador. Las determinaciones bacteriológicas consistieron en el recuento de coliformes fecales (CF) y de estreptococos fecales (EF), por medio del método del número más probable (NMP), utilizando los medios de cultivo especificados en el BOE número 193 del 13 de Agosto de 1983 (Orden de 27 de julio de 1983). Las determinaciones físico-químicas englobaron: pH, conductividad eléctrica, amonio, nitratos, ortofosfatos, demanda química de oxígeno, cloruros, sulfatos, sodio, potasio, calcio y magnesio, empleando los mismos métodos que para el purín.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 3 se muestran datos de precipitación y de escorrentía para las distintas canaletas y en los distintos episodios de simulación de lluvia y muestreo. La duración de los episodios de simulación de lluvia venía determinada por la pretensión de obtener al menos los volúmenes de escorrentía imprescindibles para realizar los análisis programados; a pesar de ello, en algunos de los dispositivos colectores no fue posible recoger escorrentía en tiempos razonables. No se produjeron precipitaciones naturales en el período de estudio.

TABLA 3
Escorrentía con lluvia simulada
Runoff after simulated rainfall

Muestreo:	Lluvia (mm)			Escorrentía (mm)			% Escorrentía		
	1°	2°	3°	1°	2°	3°	1°	2°	3°
CANALETA									
1	33.3	30	40	0.73	0.15	1.64	2.19	0.50	4.1
2	33.3	30	40	1.29	0.44	0.49	3.87	1.47	1.2
3	33.3	30	40	0.83	0.74	0.05	2.49	2.47	0.1
4	13.3	34.7	-	1.09	0.06	-	8.19	0.16	-
5	13.3	34.7	-	0.67	1.89	-	5.04	5.45	-
6	13.3	34.7	-	0.09	-	-	0.68	-	-
7	13.3	24	19.3	2.54	2.14	3.03	19.10	8.92	16
8	13.3	24	19.3	1.66	1.07	0.32	12.48	4.46	1.7
9	13.3	24	19.3	0.09	0.24	0.10	0.68	1.00	0.5
10	20.0	73.3	-	2.13	0.16	-	10.65	0.22	-
11	20.0	73.3	-	1.08	1.04	-	5.40	1.42	-
12	20.0	73.3	-	0.07	0.52	-	0.35	0.71	-
13	36.7	19.3	64	1.41	0.07	0.36	3.84	0.36	0.6
14	36.7	19.3	64	1.06	0.21	0.28	2.89	1.09	0.4
15	36.7	19.3	64	0.03	0.76	0.35	0.08	3.94	0.6

Los porcentajes medios de escorrentía parecen evolucionar condicionados por la humedad del suelo, determinada realizando un balance hídrico por el método de Thornthwaite y Mather (Dunne and Leopold, 1978), (el grado de humedad, expresado como porcentaje del contenido máximo en agua utilizable, fue del 100% y 90% para la primera y segunda simulación respectivamente, y del 83% para la última) alcanzando valores individuales que se aproximan al 20% en algunos casos en las situaciones más húmedas, o que fueron bastante menores del 1%, en las condiciones más secas preferentemente. No se aprecia una tendencia clara en el comportamiento según la situación a lo largo de la pendiente (parecen asociarse los mayores porcentajes de escorrentía con las canales superiores, e ir disminuyendo a medida que se desciende en la pendiente, pero no se mantiene siempre). Tampoco es patente ningún efecto de la doble dosis de purín (a pesar de que podría esperarse una mayor obturación inicial del espacio poroso en la zona doblemente abonada, e incluso una modificación de propiedades estructurales a medio plazo, que en cualquiera de los casos influyesen sobre las condiciones de transmisión del agua).

Tras la aplicación de purín, las determinaciones microbiológicas, realizadas únicamente sobre una parte de las aguas de escorrentía (debido a limitaciones materiales), condujeron a los resultados que se muestran en la Tabla 4.

TABLA 4

Recuento de microorganismos indicadores de contaminación fecal en las aguas de escorrentía después de la aplicación de purín

Counts of faecal microorganism in surface runoff after slurry spreading

Canaleta	NMP/100 cm ³		
	CF	EF	CF/EF
<i>-1 día después del abonado</i>			
4	-	>1100	-
5	-	>1100	-
6	-	210	-
7	-	>1100	-
8	-	-	-
9	-	>1100	-
10	-	>1100	-
11	-	>1100	-
12	-	460	-
<i>-11 días después del abonado</i>			
1	460	>1100	<0,42
2	93	1100	0,08
3	>1100	>1100	-
7	460	>1100	<0,42
8	43	>1100	<0,04
9	11	>1100	<0,01
10	460	>1100	<0,42
11	460	>1100	<0,42
12	43	>1100	<0,04
Agua arroyo	11	0	-
<i>-25 días después del abonado</i>			
1	0	>1100	0,00
2	460	>1100	<0,42
3	1100	>1100	<1,00
7	43	>1100	<0,04
8	3	>1100	<0,001
9	9	>1100	<0,01
13	210	1100	0,19
14	4	>1100	<0,001
15	1100	>1100	<1,00
Agua arroyo	240	150	1,6

CF = Coliformes Fecales; EF = Estreptococos Fecales; NMP = Número Más Probable

Con respecto a estos datos, señalar en primer lugar que el agua del arroyo que nutría al simulador de lluvia, presentaba cierto grado de contaminación de origen fecal. Sobre las aguas de escorrentía, lo primero que llama la atención son los altos niveles de la zona blanco (canaletas 7, 8 y 9), que en principio podrían ser debidos a que los flujos con origen en áreas abonadas derivasen en parte hacia esas zonas (a pesar de que se delimitaron surcos de separación), lo que iría en detrimento de su calidad como control, o que sean de procedencia distinta al purín. En cuanto a las canaletas situadas bajo zonas abonadas, se observa que en la primera recogida de muestras el número de EF es menor en las canaletas 6 y 12, que ocupaban las posiciones más alejadas (6 m) de las bandas de aplicación de purín en sus respectivos grupos. En el segundo muestreo se distingue igualmente una disminución en el número de CF a medida que aumenta la distancia de filtro verde recorrida, en dos de los grupos de tres canaletas. Sin embargo, en el tercer muestreo se ve un desplazamiento de los coliformes hacia las zonas más alejadas de las bandas abonadas. Los valores de EF permanecen altos en todas las canaletas en los dos últimos muestreos, lo que concuerda con la mayor persistencia teórica de estos microorganismos en el suelo (Burge and Marsh, 1978).

El cociente CF/EF se ha venido utilizando desde hace tiempo como una forma de determinar el origen de la contaminación de naturaleza bacteriana en aguas corrientes y lagos (Geldreich, 1967). Este y otros autores establecieron los siguientes intervalos para el cociente en cuestión, tras distintos estudios:

>4= origen humano;

1,2-0,08= del ganado;

0,08-0,04= ganado y animales salvajes;

<0,04= animales salvajes.

Sin embargo, en trabajos experimentales sobre prados y áreas de fauna salvaje se encontraron mezclas de resultados, sin orientación muy precisa, y en otros trabajos no fue posible distinguir la contaminación humana de la no humana, ni la de origen ganadero de la de procedencia salvaje (Tiedemann *et al.*, 1988).

Los datos de la parcela experimental aquí estudiada señalan que la presencia de microorganismos indicadores de contaminación fecal es en su mayoría ganadera (como era de esperar), aunque también existen valores confusos.

En la Tabla 5 se expresan valores medios (por grupos de 3 canaletas correspondientes a las tres longitudes de filtro verde –ver Figura 1–) de los parámetros físico-químicos analizados, referentes a las tres simulaciones que siguieron al abonado, considerados de forma que se pueda apreciar el posible efecto de las distintas dosis, espacio recorrido por la escorrentía, tiempo tras la aplicación del purín, etc.

TABLA 5

Valores medios (mg l⁻¹, y CE en $\mu\text{S cm}^{-1}$) de distintos parámetros analizados en las aguas de escorrentía tras el abonado

Mean values for several parameter analysed in surface runoff after slurry spreading

Parámetro y muestreo	Dosis simple		Blanco C	Dosis doble		Canaletas totales	Longitud filtro		
	A	B		D	E		2m	4m	6m
NH₄⁺									
1°	2,51	2,92	0,87	4,42	1,54	2,45	5,69	1,69	1,2
2°	1,44	1,16	0,93	0,92	0,97	1,08	1,42	1,08	0,8
3°	0,21	-	0	-	0	0,07	0,31	0	0
NO₃⁻									
1°	1,59	1,24	2,47	2,12	2,48	1,98	1,99	1,72	1,86
2°	2,47	1,86	2,47	2,3	2,3	2,31	1,86	2,52	2,47
3°	0,88	-	0	-	0,18	0,35	0,5	0	1,1
P									
1°	1,47	2,46	0,73	3,65	1,04	1,87	4,22	1,14	1,1
2°	0,41	0,42	0,27	0,71	0,62	0,49	0,74	0,51	0,34
3°	0,71	-	0,31	-	0,22	0,41	0,52	0,56	0,31
DQO									
1°	75,5	60,1	13,2	78,9	10,9	47,7	121	38	10
2°	29,5	32,9	18,5	31	32,1	28,5	47	23	21
3°	56,6	-	50,9	-	31,9	46,5	53	46	34
CE									
1°	135	155	90	221	121	144	253	120	100
2°	167	117	104	142	133	134	173	127	120
3°	121	-	108	-	105	111	126	109	103
Cl⁻									
1°	15,25	16,17	11,17	22,5	14,92	16,0	25,1	14,1	12,4
2°	29,00	14,90	13,7	20,3	24,7	20,9	28,7	16,2	24,0
3°	12,5	-	13,0	-	12,75	12,7	13,0	12,4	12,5
SO₄²⁻									
1°	11,37	13,35	2,86	15,86	4,09	9,51	21,9	5,0	6,61
2°	11,44	14,13	2,27	7,51	7,14	8,1	15,9	7,4	4,5
3°	8,75	-	2,84	-	1,66	4,42	6,74	4,6	4,25

Na									
1°	6,93	6,01	4,75	7,4	5,89	6,2	7,96	5,95	5,76
2°	9,31	5,95	5,62	6,81	6,9	6,99	8,66	6,51	6,76
3°	6,59	-	5,7	-	5,81	6,03	6,41	6,28	5,9
K									
1°	8,32	11,6	4,04	17,4	5,75	9,42	23,23	5,3	3,77
2°	8,98	5,66	2,72	2,26	5,1	4,89	7,38	4,8	3,84
3°	3,9	-	2,72	-	2,26	2,96	4,36	2,2	2,68
Ca									
1°	5,43	8,86	5,35	9,88	4,43	6,79	11,25	5,7	4,49
2°	5,19	5,08	4,17	5,47	4,21	4,8	5,82	4,5	4,49
3°	3,84	-	4,21	-	3,63	3,89	3,67	3,5	3,98
Mg									
1°	2,46	2,03	2,17	2,36	2,82	2,37	2,23	2,61	2,41
2°	3,19	3,07	2,4	2,87	3,23	2,95	3,38	2,94	2,91
3°	2,46	-	2,31	-	2,87	2,55	3,12	2,53	2,33

De la tabla anterior se deduce que el amonio experimenta una disminución de su concentración con el tiempo (de la primera a la tercera recogida de muestras) así como con la distancia de filtro verde recorrida por la escorrentía (de canaletas superiores -2 m- a inferiores -6 m-). El efecto de la dosis doble de purín parece manifestarse en un caso, pero no sucede lo mismo en los demás grupos de tres canaletas ni en las medidas restantes. Hay que tener en cuenta que una parte del descenso de los niveles iniciales de amonio es debida a la volatilización y a su oxidación a nitritos y posteriormente a nitratos.

Las concentraciones medias totales de nitratos sufrieron una elevación en la segunda recogida, para descender en el tercer muestreo; de esta forma la disminución definitiva de las concentraciones se produjo a medio plazo. En esto influyó notablemente el aporte progresivo de NO_3^- procedentes de la oxidación de parte del amonio aplicado con el purín. La atenuación con el espacio recorrido por la escorrentía no es suficiente, en principio, para contrarrestar el incremento debido a la nitrificación del amonio, que es mayor a medida que aumenta el trayecto recorrido y la exposición a los agentes oxidantes. El efecto de la dosis doble parece ponerse de manifiesto en el primer muestreo, pero en el segundo y tercero carece de influencia.

Los niveles de ortofosfatos experimentaron un descenso global tanto con el tiempo como con la distancia de filtro verde recorrida por la escorrentía. La dosis doble parece repercutir en un grupo en la primera recogida de muestras y en dos grupos en la segunda, pero ya no tiene efecto en el tercer muestreo.

Los niveles medios de la DQO disminuyeron de la primera a la segunda recogida de muestras, pero en la tercera alcanzaron de nuevo un nivel similar al de la primera, debido posiblemente a las irregularidades en el arrastre de materia orgánica, favorecidas por la presencia de ciertos canales de flujo preferente; también es probable que parte de los materiales orgánicos que son retenidos físicamente por la vegetación en un episodio puedan ser transportados por lluvias posteriores. El efecto de la longitud de filtro verde recorrida se traduce en una reducción general de los valores. La dosis de purín no influyó de forma significativa sobre los niveles de DQO.

La CE media fue disminuyendo progresivamente desde la primera hasta la tercera recogida de muestras. La distancia recorrida por la escorrentía dio lugar a que los valores se fueran reduciendo igualmente. La repercusión de la dosis doble fue, en general, poco importante.

La concentración de cloruros aumentó en el segundo muestreo y descendió luego en el tercero. La longitud de filtro verde recorrida fue efectiva, en general, para disminuir los niveles medios de cloruros. La repercusión de la dosis doble de purín fue escasa, salvo excepciones puntuales. La concentración media de los sulfatos se fue reduciendo de la primera a la tercera recogida de muestras, y de canaletas superiores a inferiores (efecto de la longitud de filtro verde). La repercusión de la dosis de purín no fue destacable.

Las concentraciones medias de sodio fueron similares a lo largo del tiempo, apreciándose una disminución asociada a la longitud de filtro recorrida. La dosis de abonado no influyó de manera importante. Los niveles de potasio disminuyeron con el tiempo y con la longitud de filtro recorrida. La dosis doble influyó ligeramente sobre las canaletas 10, 11 y 12. Las concentraciones de calcio también disminuyeron con el tiempo y con la longitud de filtro recorrida por la escorrentía (salvo a los 6 m en el tercer muestreo). No se apreció un efecto de la dosis doble. En el caso del magnesio se distinguió, en general, una reducción de los niveles en función del espacio recorrido, y no se apreció influencia de la dosis de purín.

La Tabla 6 muestra la influencia, sobre la depuración, de la longitud del filtro, el tiempo tras abonar y la dosis de purín aplicadas.

Como puede observarse, se alcanzan porcentajes de atenuación muy notables con respecto a las concentraciones presentes en el purín y, sobre todo, es destacable la reducción de niveles producida en los primeros 2 m de filtro, lo que concuerda con la afirmación de Doyle *et al.* (1977) de que son los primeros metros del filtro los más efectivos en el proceso de atenuación; igualmente Magette *et al.* (1986) indican que en la zona de contacto vertido/filtro se produce una importante detención de contaminantes. También se constata que el factor de mayor peso en la atenuación es la longitud de filtro verde recorrida por la escorrentía.

TABLA 6

Resumen de la influencia sobre la atenuación de los factores estudiados
Influence of the various studied factors on pollutant levels reduction

	Longitud del filtro	Tiempo tras abonar	Dosis
Amonio	+	+	0
N inorg.	-	0	0
P	+	+	
DQO	+	+	0
CE	+	0	-
Cloruros	+	0	0
Sulfatos	+	0	0
Sodio	+	+	-
Potasio	+	0	-
Calcio	+	+	0
Magnesio	+	+	-

+ = se aprecia influencia positiva sobre la atenuación; - = no se aprecia influencia positiva; 0 = no está clara la influencia; N inorg. = nitrógeno amoniacal + nitrógeno nítrico

En la Tabla 7 se muestran los resultados de los cálculos, referidos a los datos medios por distancias de filtro verde, para distintas sustancias analizadas expresadas en unidades de masa (miligramos), o en " $(\mu\text{S cm}^{-1})\text{l}$ " para la CE, resultado de multiplicar las concentraciones (mg l^{-1}) o la conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$) por los volúmenes de escorrentía correspondientes (litros).

En el primer muestreo que siguió a la aplicación de purín, los miligramos transportados, medidos tras los procesos de escorrentía, presentan un valor menor cuanto mayor es la distancia de filtro verde recorrida, independientemente de cómo se escalonen los volúmenes de escorrentía (a pesar de que este factor evidentemente también tiene peso en el resultado final de las masas transportadas). En los siguientes muestreos las masas van siendo desplazadas y redistribuidas pendiente abajo a lo largo del propio filtro verde, de modo que los niveles máximos se van localizando ya en las canaletas intermedias y en las inferiores. Este efecto de transporte a lo largo del filtro también fue observado por Young *et al.* (1980) y por Dillaha *et al.* (1986 y 1988); y en este caso tal comportamiento tampoco se debe en exclusiva al tipo de gradación de los volúmenes de escorrentía, puesto que igualmente las concentraciones (mg l^{-1}) presentan sus picos en los niveles inferiores del filtro (4 y 6 m) por lo general.

TABLA 7

Cantidades -mg-, ó ($\mu\text{S cm}^{-1}$)l para la CE, determinadas a lo largo de los filtros verdes durante los episodios de lluvia simulada

Absolute mass -mg-, or ($\mu\text{S cm}^{-1}$)l for EC, at different buffer strip lengths during simulated rainfall events

	NH_4^+	NO_3^-	DQO	P	CE	Cl^-	K
Longitud filtro (m)							
1 día después del abonado:							
2	26,29	9,18	557,88	19,46	1169	116	107
4	7,84	7,93	173,78	5,26	555	65	24
6	1,62	2,60	14,67	1,54	141	17	5
11 días después del abonado:							
2	0,54	0,70	17,88	0,28	66	11	3
4	4,36	10,17	92,66	2,06	514	65	17
6	2,14	6,85	58,75	0,94	333	67	11
25 días después del abonado:							
2	1,09	1,86	186,16	1,84	443	46	15
4	0	0	79,61	0,97	188	21	4
6	0	1,14	36,12	0,33	111	13	3

Hay que señalar, sin embargo, que el porcentaje de escorrentía que llega a un punto de muestreo es un factor de gran importancia en el resultado final de la cantidad de masa arrastrada hasta ese lugar (Bingham *et al.*, 1980; Schwer and Clausen, 1989). En realidad se establecieron notables correlaciones ($p=0,01$) entre porcentajes de escorrentía y niveles de masa arrastrada (miligramos) para la mayor parte de las sustancias analizadas (Tabla 8). En el primer muestreo las correlaciones son buenas salvo para nitratos y magnesio, en el segundo son los ortofosfatos los que se correlacionan mal con la escorrentía, y en el tercero empeoran las correlaciones en todos los casos, posiblemente como consecuencia de que en ese momento adquieren mayor importancia relativa los procesos de redistribución de masas a lo largo del filtro verde, en detrimento de la influencia del arrastre directo a partir de las bandas abonadas, de forma que porcentajes menores de escorrentía pueden ocasionar en algunos lugares mayores arrastres de masas que escorrentías de más entidad en otras zonas.

TABLA 8
Coefficientes de correlación de Pearson (r) entre porcentajes de escorrentía y miligramos $-(\mu\text{s cm}^{-1})\times\text{litró}$ en el caso de la CE- arrastrados a los distintos puntos de muestreo ($p=0,01$)

Pearson's correlation coefficients (r) between % runoff and mg $-(\mu\text{s cm}^{-1})\times\text{litró}$ for EC- pollutants transported to the various sampling sites ($p=0,01$)

	Número de muestreo		
	1	2	3
Nitratos	0,439	0,788	0,517
Amonio	0,847	0,820	0,529
DQO	0,808	0,872	0,543
Ortofosfatos	0,871	0,424	0,536
CE	0,871	0,880	0,543
Cloruros	0,874	0,885	0,538
Sulfatos	0,891	0,822	0,541
Sodio	0,839	0,895	0,541
Potasio	0,843	0,726	0,539
Calcio	0,902	0,879	0,538
Magnesio	0,562	0,918	0,538

Centrándose en los componentes nitrogenados analizados, se apreció en principio que, ya que el porcentaje de N amoniacal en el purín esparcido era del 99,81% con respecto a la suma de N amoniacal + N nítrico (99,34% si se atiende al contenido en moléculas de amonio y de nitratos), el incremento de nitrificación un día después del abonado (en las aguas de escorrentía) fue del 18,88% (el 44,04% si se considera amonio y nitrato en vez del N amoniacal y N nítrico); a los 11 días del abonado el incremento en la nitrificación alcanzaba el 38,05% (67,48% considerando el contenido en amonio y nitratos); y a los 25 días era del 58,14% (82,67% considerando el amonio y nitratos).

Los porcentajes de incremento de N nítrico con respecto al contenido en el purín, según las distancias de filtro verde recorridas por la escorrentía, fueron los siguientes: 1 día después de la aplicación del purín, 9% para 2 m de filtro, 23% para 4 m, y 35,5% para 6 m

de filtro; 11 días después del abonado, 28% para 2 m de filtro, 40% para 4 m de filtro, y 48% para 6 m de filtro; y 25 días después del abonado, 33% para 2 m de filtro, y 99,8% para 6 m de filtro.

En tales datos se observa un aumento en el porcentaje de N nítrico tanto con el discurrir del tiempo como con el espacio recorrido por la escorrentía (ambos factores favorecen la actuación de los agentes oxidantes, atmosféricos y ambientales en general).

La Tabla 9 refleja la evolución promedio del N nítrico y del amoniacal, en los dos primeros episodios tras la aplicación del purín, en función del espacio recorrido sobre los filtros verdes y del tiempo transcurrido.

TABLA 9
Evolución de las concentraciones (mg l^{-1}) de N amoniacal y N nítrico en las aguas de escorrentía

Timecourse of ammonium-N and nitrate-N concentrations (mg l^{-1}) in surface runoff

Muestreo:	$\text{NH}_4^+\text{-N}$		$\text{NO}_3\text{-N}$		% $\text{NO}_3\text{-N}$		Pu-N/N(i)		
	1°	2°	1°	2°	1°	2°	1°	2°	
Longitud filtro (m)									
	2	3,83	1,32	0,24	0,42	6	24	61	142
Dosis	4	1,31	0,84	0,36	0,48	22	36	148	187
simple	6	1,20	0,84	0,36	0,72	23	46	159	159
	2	5,03	0,90	0,66	0,42	12	32	43	187
Dosis	4	1,32	0,84	0,42	0,66	24	44	142	165
doble	6	0,60	0,48	0,48	0,48	44	50	229	258

Nota: Pu-N= Nitrógeno inorgánico en el purín; N(i) = N inorgánico para (i)=2, 4 ó 6 m.

El comportamiento dominante está representado por la disminución de las concentraciones medias de amonio a medida que aumenta el espacio recorrido por las aguas de escorrentía sobre el filtro verde, mientras que las de nitratos aumentan (presumiblemente debido a la oxidación del amonio y a la mayor movilidad del N nítrico). Los nitratos también aumentan con el tiempo transcurrido tras la aplicación de purín, en tanto el amonio disminuye. El N global resultante de la suma del amoniacal y del nítrico disminuye con

el espacio y con el tiempo. No se aprecia una influencia resaltable de la dosis de purín sobre las concentraciones. El cociente Pu-N/N(i) informa sobre el grado de atenuación de los niveles de nitrógeno en un punto, ya que su valor es tanto mayor cuanto más se haya visto reducido el nivel de N en ese punto con respecto al presente en el purín inicialmente; y como puede verse, la atenuación es mayor a medida que aumenta la longitud de filtro verde recorrida, con alguna excepción parcial en la segunda simulación post-abonado debido a los arrastres progresivos pendiente abajo de contaminantes previamente atrapados en zonas superiores del filtro.

En la Tabla 10 se reflejan los datos medios de las masas por metro de frente de captación de escorrentía, referidas a amonio y nitratos, detectadas a las tres distancias de muestreo.

TABLA 10
Cantidades de amonio y nitratos (miligramos) por metro perpendicular a la dirección de avance de la escorrentía, medidas a diferentes distancias a lo largo de los filtros verdes

Absolute mass of ammonium and nitrate (mg) / m of Gerlach trough, transported through the buffer strips

	Amonio			Nitratos		
Longitud filtro (m):	2	4	6	2	4	6
Muestreo						
1°	52,6	15,6	3,2	18,4	15,8	5,2
2°	1,0	8,8	4,2	1,4	20,4	13,8

Al igual que ocurría cuando se analizaba la evolución de las masas simplemente, se observa que justo tras llevar a cabo el abonado las cantidades medidas (mg/m) son mayores cuanto mayor es la proximidad a las zonas de aplicación de purín, pero después del segundo episodio de lluvia ya se aprecia un claro desplazamiento de las masas hacia las zonas inferiores y una disminución de los niveles a los 2 m. Asimismo, a continuación de la aplicación de purín es mayor la cantidad de amonio que la de nitratos.

Los cocientes entre las concentraciones medidas en el purín y las determinadas en las aguas de escorrentía, para el caso de otros parámetros, se muestran en la Tabla 11.

TABLA 11
**Relaciones para los parámetros que se estudian, medidos en el purín
 y en la escorrentía**

Rate between slurry and runoff concentrations

	DQO	P	CE	Cl ⁻	K	Na	
Longitud del filtro (m)							
1 día después del abonado:							
	2	10	50	12	106	55	31
dosis	4	27	170	21	179	176	37
simple	6	127	173	24	184	164	39
dosis	2	14	39	9	81	35	27
doble	4	55	156	21	151	201	40
	6	134	165	26	186	663	40
11 días después del abonado:							
	2	30	318	14	71	92	22
dosis	4	89	1094	22	155	233	38
simple	6	41	332	18	105	122	31
dosis	2	28	231	16	92	251	33
doble	4	45	218	18	131	186	33
	6	89	808	23	92	585	35
25 días después del abonado:							
	2	18	233	17	177	179	33
dosis	4	28	214	23	192	454	34
simple	6	29	413	24	184	251	38
dosis	2	43	744	24	177	313	40
doble	4	32	744	24	180	454	40
	6	67	1094	25	184	711	40

Un día después del abonado, el comportamiento coincide con la pauta señalada anteriormente de mayor atenuación a medida que aumenta la distancia de filtro verde recorrida por la escorrentía. En los siguientes muestreos el comportamiento es irregular debido a la redistribución de las sustancias a lo largo del filtro ya comentada.

CONCLUSIONES

Desde el punto de vista hidrológico, durante los episodios de lluvia simulada no se hizo evidente ningún efecto de la doble dosis de purín sobre la generación de escorrentía.

En cuanto a los parámetros físico-químicos, durante las simulaciones que siguieron a la aplicación de purín se alcanzaron elevados porcentajes de atenuación tras circular las aguas de escorrentía a lo largo de las bandas filtrantes, principalmente en los primeros 2 m de filtro (74% como mínimo con respecto a las concentraciones presentes en el purín, habiendo descontado ya la dilución directa producida por la precipitación en el área abonada, y más del 90% en la mayoría de los casos).

Examinando los cocientes entre las concentraciones presentes en el purín y en las aguas de escorrentía, un día después del abonado también se manifiesta un mayor grado de atenuación a medida que aumenta la distancia de filtro verde. En los muestreos siguientes el comportamiento es irregular, por causa de los procesos de redistribución de las sustancias a lo largo del filtro.

Teniendo en cuenta los datos expresados en unidades de masa, durante el primer muestreo post-abonado también se pone de manifiesto el efecto atenuador de la distancia del filtro, con independencia de la forma en que se escalonen los volúmenes de escorrentía a lo largo de la pendiente. En los muestreos posteriores se va produciendo la redistribución de masas pendiente abajo a lo largo del propio filtro, de modo que los niveles máximos se desplazan hacia las zonas inferiores. De todas formas, existe en general una correlación positiva y significativa ($p=0,01$) entre los porcentajes de escorrentía y los niveles de masa transportada (se establecieron relaciones que presentaban coeficientes $r>0,8$ -salvo para nitratos y magnesio- durante el primer muestreo tras el abonado, y $r>0,7$ en el muestreo número 2 -excepto para los fosfatos-, aunque no llegaron a 0.6 en el tercer muestreo).

Por lo que respecta a las bacterias indicadoras de contaminación fecal, sólo se insinuó un efecto atenuador con la longitud del filtro; en todo caso, en el tercer muestreo todavía se detectan niveles elevados de estreptococos y coliformes incluso en los puntos de muestreo más alejados de las bandas abonadas, lo que conlleva riesgos evidentes de contaminación para las aguas que se pongan en contacto con las escorrentías generadas. Los estreptococos fecales aparecieron en número claramente superior a los coliformes durante los dos últimos muestreos, hecho que puede interpretarse como efecto de la reconocida mayor persistencia de los primeros.

En definitiva, con las bandas filtrantes se consiguen atenuaciones para determinados contaminantes, pero no se garantiza una seguridad total para aguas que se quieran proteger, si se produce el contacto con las escorrentías, sobre todo en lo referido a contaminación biótica y a transporte de escorrentía a través de los canales.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA. 1989. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 17th ed. American Public Health Association, 1596 pp. Washington (EUA).
- BASANTA, R.; NÚÑEZ, A.; LÓPEZ, E.; MUIÑO, M.; DÍAZ-FIERROS, F., 1993. Riscos de contaminación de augas de escoamento por praguicidas aplicados en pradeiras. *Cuad. Area Ciencias Agrarias*, **13**, 303-314.
- BASANTA, R.; NÚÑEZ, A.; LÓPEZ, E.; FÉRNANDEZ, M.; DÍAZ-FIERROS, F., 1995. Measurement of cholinesterase activity inhibition for the detection of organophosphorus and carbamate pesticides in water. *Intern. J. Environ. Studies*, **48**, 211-219.
- BINGHAM, S. C.; WESTERMAN, P.W.; OVERCASH, M.R. 1980. Effect of grass buffer zone length in reducing the pollution from land application areas. *Trans. ASAE*, **23(2)**, 330-336.
- BREMNER, J.M.; KEENEY, D.R., 1965. Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite. *Anal. Chim. Acta*, **32**, 485-495.
- BURGE, W.D.; MARSH, P.B., 1978. Infectious disease hazards of landspreading sewage wastes. *J. Environ. Qual.*, **7**, 1-9.
- CARBALLAS, T.; DÍAZ-FIERROS, F.; ACEA, M.J.; CABANEIRO, A.; CARBALLAS, M.; GIL, F.; LEIRÓS, M.C.; LÓPEZ, E.; NÚÑEZ, A.; VILLAR, M.C., 1990. *El Purín de Vacuno en Galicia. Caracterización, Poder Fertilizante y Problemas Ambientales*. COTOP- Xunta de Galicia, 162 pp. Santiago de Compostela (España).
- DÍAZ-FIERROS, F.; VILLAR, M.C.; GIL, F.; LEIROS, M.C.; CARBALLAS, M.; CARBALLAS, T., 1987. Laboratory study of the availability of nutrients in physical fractions of cattle slurry. *J. Agric. Sci.*, **108**, 353-359.
- DÍAZ-FIERROS, F.; VILLAR, M.C.; CARBALLAS, M.; LEIROS, M.C.; CARBALLAS, T.; CABANEIRO, A., 1988. Effects of cattle slurry fractions on nitrogen mineralization in soil. *J. Agric. Sci.*, **110**, 419-497.
- DÍAZ-FIERROS, F.; NÚÑEZ, A.; LÓPEZ, E., 1990. Risks of water contamination by superficial run-off resulting from the spreading of cattle slurry. En: *Nitrates, Agriculture, Eau*, 481-486, Ed. R. CALVET. INRA Editions, Paris (Francia)
- DÍAZ-FIERROS, F.; NÚÑEZ, A.; LÓPEZ, E., 1993. *As concas fluviais de Galicia. Características e riscos de contaminación difusa*. Univ. Santiago, 205 pp. Santiago de Compostela (España).
- DILLAHA, T.A.; SHERRARD, J.H.; LEE, D.; SHANHOLTZ, V.O.; MOSTAGHIMI, S.; MAGETTE, W.L., 1986. Use of vegetative filter strips to minimize sediment and phosphorus losses from feedlots: phase I. Experimental plot studies. *Virginia Wat. Resour. Res. Center Bull.*, **151**, 68 pp.
- DILLAHA, T.A.; SHERRARD, J.H.; LEE, D.; MOSTAGHIMI, S.; SHANHOLTZ, V.O., 1988. Evaluation of vegetative filter strips as a best management practice for feed lots. *J. WPCF*, **60(7)**, 1231-1238.
- DOYLE, R.C.; STANTON, G.C.; WOLF, D.C., 1977. *Effectiveness of forest and grass buffer strips in improving the water quality of manure polluted runoff*. A.S.A.E. Paper No. 77-2501. 8 pp.
- DUNNE, T.; LEOPOLD, L.B., 1978. *Water in Environmental Planning*. W.H. Freeman and Co., 818 pp. New York (EEUU).
- GELDREICH, E.E., 1967. Fecal coliform concepts in stream pollution. *Wat. Sewage Works*, **114**, R-98, R-107-R-110.
- GERLACH, T., 1967. Hillslope for measuring sediment movement. *Revue Geom. Dym.*, **4**, 173.

- GUITIÁN, F.; CARBALLAS, T., 1976. *Técnicas de Análisis de Suelos*. Ed. Pico Sacro, 288 pp. Santiago de Compostela (España).
- KLUTE, A., 1986. Water retention: laboratory methods. En: *Methods of Soil Analysis, Part 1.- Physical and Mineralogical Methods*, 635-662. Ed. A. KLUTE, A.S.A., S.S.S.A. Publisher, Madison (EUA).
- LÓPEZ, E., 1993. *Estudio de los procesos de contaminación de aguas subterráneas por purines de vacuno en la Terra Cha*. Tesis Doctoral. Univ. Santiago, 353 pp. Santiago de Compostela (España).
- LÓPEZ, E.; NÚÑEZ, A.; DÍAZ-FIERROS, F., 1994a. Estudio piloto de la transmisión en la zona de vadosa de contaminantes procedentes del purín de vacuno. En: *Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas*, I, 393-408. Ed. L.F. REBOLLO. Asociación Internacional de Hidrogeólogos - Grupo Español. Alcalá de Henares (España).
- LÓPEZ, E.; NÚÑEZ, A.; DÍAZ-FIERROS, F., 1994b. Contaminación biótica y abiótica de pozos en una zona ganadera. En: *Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas*, I, 379-392. Ed. L.F. REBOLLO. Asociación Internacional de Hidrogeólogos - Grupo Español. Alcalá de Henares (España).
- MAGETTE, W.L.; BRINSFIELD, R.B.; PALMER, R.E.; WOOD, J.D., 1986. *Vegetated Filter Strips for Non-point Source Pollution Control*. ASAE Paper No. 86-2024. 16 pp.
- MINISTERIO DE SANIDAD Y CONSUMO, 1983. Orden del Ministerio de Sanidad y Consumo, de 27 de julio de 1983, por la que se establecen métodos oficiales de análisis microbiológicos de aguas potables de consumo público. *BOE*, **193**, 22393-22400.
- NÚÑEZ, A., 1993. *Riesgos de contaminación de las aguas continentales por aplicación de purines sobre praderas en pendiente*. Tesis Doctoral. Univ. Santiago, 497 pp. Santiago de Compostela (España).
- NÚÑEZ, A.; LÓPEZ, E.; DÍAZ-FIERROS, F., 1995a. Penetración de contaminantes a través de un suelo abonado con purín de vacuno. Ensayo con columnas lisimétricas. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, **5**, 183-195.
- NÚÑEZ, A.; LÓPEZ, E.; DÍAZ-FIERROS, F., 1995b. Vertical leaching of contaminants present in cattle slurry: column trials with uncultivated and cultivated soils. *Int. J. Environ. Studies* (en prensa).
- NÚÑEZ, A.; LÓPEZ, E.; DÍAZ-FIERROS, F., 1995c. Vegetated filter strips for wastewater purification: a review. *Biores. Tech.*, **51**, 13-22.
- OLSEN, S.R.; SOMMERS, L.E., 1982. Phosphorus. En: *Methods of Soil Analysis, Part 2*, 403-430. Eds. A.L. PAGE, R.H. MILLER, D.R. KEENEY. A.S.A. y S.S.S.A. Publisher, Madison (EUA).
- SCHWER, C.B.; CLAUSEN, J.C., 1989. Vegetative Filter Treatment of Dairy Milkhouse Wastewater. *J. Environ. Qual.*, **18**, 446-451.
- SOTO, M.; MÉNDEZ, R.J.; NÚÑEZ, M.J., 1987. Determinación de la Demanda Química de Oxígeno mediante un método semimicro: aplicación a aguas de elevada salinidad. *Tec. Agua*, **39**, 111-118.
- TIEDEMANN, A.R.; HIGGINS, D.A.; QUIGLEY, T.M.; SANDERSON, H.R.; BOHN, C.C., 1988. Bacterial water quality responses to four grazing strategies- Comparisons with Oregon standards. *J. Environ. Qual.*, **17**(3), 492-498.
- YOUNG, R.A.; HUNTRODS, T.; ANDERSON, W., 1980. Effectiveness of Vegetated Buffer Strips in Controlling Pollution from Feedlot Runoff. *J. Environ. Qual.*, **9**(3), 483-487.

USE OF A *LOLIUM PERENNE* PASTURE AS ATTENUATION SYSTEM FOR
POLLUTED RUNOFF FROM CATTLE SLURRY FERTILIZED AREAS

SUMMARY

The effectiveness of grass buffer strips against polluted runoff, generated by means of simulated rainfall on a sloped pasture, after having spread $125 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ or $250 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ of cattle slurry on two well defined areas were studied. One, 11 and 25 days after slurring, physicochemical and bacterial parameters were analyzed on runoff samples. The possible effect of the double dose of slurry was not evident. One day after slurring, it was clear that the degree of attenuation of pollutant's levels was greater as was the buffer strip length; in the two subsequent sampling events it was not so clear, because of the drift of pollutants along the strip itself. The percent removal of pollutants was high, mainly on the two first meters of buffer strip. Positive correlations were found between % runoff and mass levels transported along the strips. Attenuation was not very evident on bacterial counts; even in the third sampling event, levels of faecal bacteria were high.

Key words: Diffuse pollution, buffer strips, simulated rainfall.