

## MODELIZACIÓN DEL PROCESO DE CONTAMINACIÓN NO PUNTUAL EN UNA PARCELA EXPERIMENTAL

LÓPEZ-PERIAGO, E., NÚÑEZ A. y DÍAZ-FIERROS, F.

Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad Santiago. Santiago de Compostela, 15706 A Coruña.

### Resumen

Se evalúa la reducción de la masa de sustancias que proceden de los vertidos de purín de vacuno, en un acuífero libre y poco profundo, en su tránsito por la zona no saturada (ZNS).

Este estudio se llevó a cabo mediante el seguimiento de la evolución del un vertido controlado de purín en una parcela experimental. La variación, tanto espacial como temporal, de las concentraciones de los indicadores de contaminación (nitrato, ortofosfato, DQO) fue estudiada a partir de muestras de agua subterránea extraídas de piezómetros instalados en la parcela experimental, y de dispositivos de recolección de lixiviados procedentes del purín, situados a nivel de la superficie del suelo. Las observaciones fueron contrastadas con los resultados de un modelo de infiltración de solutos.

A partir del análisis del balance de masa de los componentes del purín vertido en la parcela, se han observado reducciones apreciables de las concentraciones de nitrato, ortofosfato y bacterias indicadoras de contaminación de origen animal.

El contraste entre los resultados de las simulaciones y los datos observados, indican que el modelo es capaz de proporcionar estimaciones aceptables de los promedios de concentración de cloruro y potasio en el agua subterránea. Sin embargo, se pone de manifiesto la incapacidad de obtener predicciones de la variación espacial de las concentraciones de estos elementos.

Al análisis de la sensibilidad del modelo, dio como resultado que el factor mas relevante en el proceso de infiltración de contaminantes del purín de vacuno es el valor de la conductividad hidráulica a saturación.

**Palabras clave:** purín, fuente difusa, indicadores, modelización

### Introducción

El movimiento de solutos en medios porosos han sido estudiados durante décadas, dando como resultado un conocimiento detallado de los mecanismos que tienen lugar en este proceso. Estos conocimientos culminan en elaboración de modelos matemáticos que permiten simular y predecir el movimiento del agua subterránea y de los contaminantes procedentes de focos puntuales (Ne-Zheng Sun; 1989).

A pesar de estos progresos, existen todavía limitaciones para la aplicación de los modelos de transporte de contaminantes en el agua subterránea, una de ellas aparece cuando existen dificultades para la estimación de la cantidad de masa de contaminantes que llega al acuífero,

puesto que la cantidad de contaminante que es emitida en el foco, es una de las condiciones iniciales clave de las que parte cualquier modelo de transporte de solutos.

La determinación de esta condición inicial no presenta problemas en aquellos casos en los que el foco de contaminación esté bien delimitado en el espacio y el tiempo. Sin embargo, cuando la fuente de contaminación no es inyectada directamente en el acuífero, sino que está situada en la superficie del suelo, o que el foco sea difuso, se hace necesario buscar los métodos adecuados para determinar la cantidad de masa de contaminantes que se trasmite desde la superficie del suelo hasta el nivel freático, a través de la capa no saturada (Van-Ommen *et al.*; 1989).

La deposición de sustancias en la superficie del suelo es una actividad típica de las actividades agrícolas, por ello, tanto el problema de la determinación de la infiltración de contaminantes, como el conocimiento de los mecanismos precisos del movimiento de los mismos a través de la zona no saturada toma un interés especial en el estudio de problemas de contaminación originada por actividades agrícolas.

Las zonas en donde se desarrolla dichas actividades son las fuentes más importantes de nitrato, bacterias patógenas, fosfato y materia orgánica, que son causantes de procesos de contaminación de las aguas subterráneas (Gianessi *et al.*; 1981). Estas fuentes de contaminación son debidas al empleo excesivo de fertilizantes, tanto sintéticos como orgánicos de origen animal.

El tipo de contaminación que ocurre en estas zonas se denomina de fuente difusa porque las emisiones no están bien localizadas en el tiempo y en el espacio. Este hecho aporta una dificultad adicional a la ya comentada anteriormente, para la estimación de la carga de contaminación en un determinado acuífero.

En determinadas zonas de Galicia donde se ha desarrollado una intensa actividad ganadera de bovino, se ha extendido el empleo de purines de vacuno para la fertilización de los prados y pastos, esto ha sido como consecuencia de la sustitución de los métodos de la ganadería tradicional por las técnicas de estabulación empleadas en la actualidad. La excesiva concentración de cabezas en ciertas zonas están induciendo problemas de contaminación de las aguas subterráneas a causa del vertido de purines, en especial en aquellas áreas donde los acuíferos sean libres y el nivel freático esté situado cerca de la superficie del suelo (López, E. *et al.*; 1994).

## **Objetivos**

Se pretende determinar la atenuación de la carga contaminante procedente de un vertido de purín de vacuno realizado en la superficie del suelo, durante su tránsito a través de la zona no saturada hasta el nivel freático de un acuífero libre.

A continuación se propuso analizar un prototipo de un modelo de infiltración de contaminantes contrastando los datos observados en la parcela experimental con los resultados de la simulación.

## Materiales y métodos

Para el seguimiento de la infiltración y el movimiento de las sustancias lixiviadas del purín, se llevó a cabo un vertido controlado de purín en una parcela experimental dotada de tubos de acceso al nivel freático y de aparatos para la captura del agua de infiltración.

La parcela esta situada en una terraza fluvial del cuaternario perteneciente la cuenca sedimentaria de la Terra Chá lucense (43°05'N, 30°46'W, altitud 424 m). La cobertura está constituida principalmente por gramíneas y la topografía es completamente llana y regular. El suelo es un *Cambisol gleyco*, siendo el material de partida, los propios depósitos de terraza del cuaternario de 150 cm de potencia, en los que predominan las fracciones gruesas, cantos y arenas, y en segundo lugar las arcillas, siendo la permeabilidad de este estrato elevada. En los 40 cm superiores presenta un horizonte A con un contenido de materia orgánica del 6%. En el tramo comprendido entre los 40 cm y 150 cm se encuentran los horizontes B y C que presentan caracteres hidromorficos.

Por debajo de los 150 cm se encuentra un estrato impermeable formado por un depósito miocénico compuesto principalmente de arcillas con cantos muy gruesos procedentes del cuaternario acumulados en su parte superior.

En la parcela experimental (figura 6) se delimitó un área circular de 120 m<sup>2</sup> de superficie y 6,18 m de radio para la deposición del purín.

Cinco meses antes del inicio de la experiencia, se instalaron los piezómetros que serían empleados para la obtención de muestras del agua subterránea y para la determinación de la altura piezométrica tanto bajo el área de vertido como en sus inmediaciones.

En el centro del área circular se instaló un piezómetro compuesto que tenía acceso a dos profundidades, la parte inferior a una tramo entre 100 y 90 cm por debajo de la superficie del suelo y la superior a un tramo de 45 a 35 cm. A continuación se trazaron tres radios que definían otros tres sectores circulares de 120 grados. A lo largo de cada radio se instalaron dos piezómetros semejantes al primero a 3 y 7 metros del centro, los situados a 7 metros quedaron, como es obvio, fuera de la zona de aplicación del purín. También se instaló otro piezómetro a 75 m al sur de la parcela con objeto de tomar muestras testigo. Posteriormente el número de piezómetros fue ampliado con siete más de un único nivel a 90 cm de profundidad, seis de ellos situados a 12 metros de distancia con respecto al centro y con un espaciamiento angular de 60 grados, el séptimo se situó a 25 metros al norte.

Justo al lado de los piezómetros I, II, III y IV se instalaron a 5 cm de profundidad, unos lisímetros para la obtención de muestras los lixiviados, el lisímetro IV se empleó para tomar muestras testigo del agua de infiltración. El análisis de los lixiviados recogidos en los lisímetros se empleó para determinar el ritmo de liberación de las sustancias que componen el purín de vacuno.

La conductividad hidráulica en régimen de humedad a saturación, del material de la terraza del cuaternario que constituye los horizontes B y C, se ha medido mediante el método descrito por Luthin y Kirkham (1949) utilizando para ello los piezómetros I, II, III, IV, V, VI y VII situados 90 cm de profundidad, dando como resultado un valor de medio de 1,56 m/día en un rango de 1,10 a 2,28 m/día.

La experiencia en la parcela se inició en condiciones de nivel freático alto, coincidiendo con la época de lluvias del final del otoño y principio del invierno. El seguimiento del movimiento de las sustancias en la parcela experimental comenzó a partir del momento del vertido del purín, el día 20 de Noviembre de 1990. Se vertieron 3 m<sup>3</sup> de purín, que fueron distribuidos uniformemente en la parcela mediante una cisterna de 3 m<sup>3</sup> de capacidad provista de una manguera (los resultados de los análisis del purín se muestran en la tabla III), inmediatamente se midió el ascenso de la altura piezométrica a distintos tiempos en varios puntos y 2 horas después se tomaron las primeras muestras del agua subterránea a 90 cm de profundidad. En total, se llevaron a cabo seis muestreos a lo largo de un período de 147 días en los que se realizaron medidas de la altura piezométrica, y se tomaron muestras de agua, tanto de los piezómetros como de los lisímetros.

Los parámetros fisicoquímicos indicadores de la calidad del agua que han sido analizados son el pH, conductividad eléctrica, amonio, nitratos, ortofosfato, cloruro, sodio, potasio, calcio, magnesio y la demanda química de oxígeno (DQO) (APHA; 1975), (Bremner y Keeney; 1965), y los biológicos, mediante recuentos de estreptococos y coliformes fecales (BOE; 1985).

Los datos de precipitación diaria han sido obtenidos a partir de las observaciones realizadas en la estación meteorológica de Rozas, situada en el término municipal de Castro de Rei (indicativo N°1505, 43°05'55" N, 3°46'05" W, altitud 444 m) situada a 5 Km al sur de la parcela experimental. Estos se han contrastado con observaciones efectuadas en un pluviómetro totalizador situado a quinientos metros al sur de la parcela. La precipitación máxima diaria fue de 36,9 mm, y la precipitación acumulada durante toda la experiencia fue de 533 mm. El valor acumulado de evapotranspiración fue de 188 mm. El balance hídrico resultante es un exceso de precipitación de 345 mm.

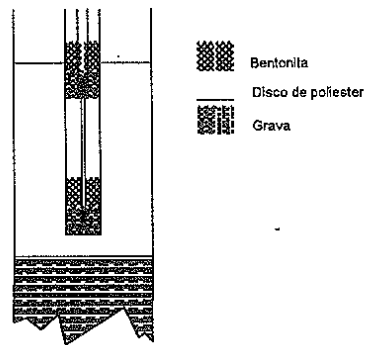


Figura 1: Esquema de la construcción de los piezómetros

La temperatura media diaria máxima fue de 10,3 °C y la media diaria mínima de 1,0 °C, la temperatura media en todo el intervalo fue de 5,7 °C.

### Modelo de simulación del movimiento del nivel freático

La predicción de las oscilaciones del nivel freático en la zona perteneciente a la parcela experimental de han llevado a cabo mediante el empleo del modelo desarrollado por Boersma *et al.* (1972). Este modelo permite calcular la posición de nivel freático a partir de datos de precipitación y evapotranspiración, la capacidad de almacenamiento de los distintos estratos del acuífero y la estimación de la descarga. Este modelo solo es aplicable a acuíferos libres semejantes al que ha sido objeto de este estudio.

La posición del nivel freático se describe por la ecuación [1] en caso de que pueda desprejarse la variación de la altura del nivel por efecto de flujo lateral, y no exista escorrentía superficial.

$$h_n = h_{n-1} + 100 \left( \frac{Q}{r} \right) - 100 \left( \frac{P}{S} \right) \quad [1]$$

$h$  = posición del nivel freático por debajo de la superficie del suelo en centímetros

$n$  = índice de tiempo

$r$  = porcentaje de espacio poroso que queda vacío cuando ocurre un descenso del nivel

$Q$  = descarga diaria del acuífero expresada en cm de agua que se supone constante en el tiempo

$P$  = precipitación

$S$  = porcentaje de porosidad disponible para el almacenamiento de agua entre el nivel freático y la superficie del suelo.

El valor mas adecuado del porcentaje de agua disponible para el drenaje, corresponde a la capacidad de almacenamiento entre el suelo saturado y un potencial matricial de  $5,9 \cdot 10^3$  Joule/m<sup>3</sup>, según unos estudios de drenaje realizados por Taylor y Watts (1967).

Los valores de  $r$  y  $S$  fueron obtenidos a partir de las curvas características de humedad obtenidas en el laboratorio. El flujo de descarga del acuífero  $Q$  se estimó por el método de ensayo y error, mediante el ajuste de este valor hasta conseguir que los valores de altura del nivel freático obtenidos en el modelo coincidieron aceptablemente con las medidas efectuadas en la parcela experimental.

### Modelo de transporte de solutos

El modelo de transporte de solutos se construyó a partir de un submodelo de infiltración acoplado a otro de transporte de solutos, este último incluye procesos de movimiento convectivo y difusivo.

### Submodelo de infiltración

La simulación del proceso de infiltración se llevó a cabo a partir de la solución numérica mediante el método de diferencias descrito por Campbell (1985), utilizando el procedimiento de Newton-Raphson para resolver las ecuaciones no lineales. El código del submodelo fue realizado para una dimensión.

Las curvas características de humedad de los suelos procedentes de los horizontes A y B fueron determinadas en el laboratorio a partir de muestras de suelo no estructurado. Las curvas características de humedad se emplearon para el ajuste de los parámetros de la ecuación de Brooks y Corey (1966):

$$\psi_m = \psi_e \left( \frac{\theta}{\theta_s} \right)^{-b} \quad [2]$$

$\psi_m$  = potencial matricial

$\psi_e$  = potencial de entrada de aire (presión de burbuja del suelo)

$\theta$  = contenido de humedad actual del suelo

$\theta_s$  = contenido en agua a saturación

$b$  = parámetro de ajuste de la función

La determinación de  $b$  y de  $\psi_e$  se efectuó mediante ajuste no lineal a la ecuación [2]. La función empleada para el cálculo de la conductividad hidráulica en condiciones de no saturación es (Campbell *et al.*; 1974)

$$K = K_s \left( \frac{\theta}{\theta_s} \right)^{(2b+3)} \quad [3]$$

$K$  = conductividad hidráulica en condiciones de humedad  $q$

$K_s$  = conductividad hidráulica en condiciones de saturación  $q_s$

Las condiciones de contorno fijadas en las simulaciones fueron las

siguientes, en el nodo correspondiente a la superficie del suelo se fijó el flujo de infiltración de forma el suelo no estuviese saturado, por tanto  $\psi_e = 0$ . En el nodo correspondiente a la superficie de contacto entre el nivel freático y la zona no saturada se estableció que el potencial matricial es cero y el contenido en agua es máximo. La asignación del nodo saturado se determina a partir de la ecuación [1].

### Submodelo de transporte de solutos

El transporte de solutos se simuló empleando un modelo estocástico de camino aleatorio de partículas basado en los modelos de Prickett *et al.* (1981) y Kinzelbach, W. y Uffink (1987). Este submodelo, que fue construido en versiones de una y dos dimensiones, permite calcular el movimiento dispersivo de solutos en el suelo. El proceso de dispersión se simula mediante la introducción variables aleatorias que sustituyen a los términos de dispersión empleados en otros tipos de modelos determinísticos. Este modelo se caracteriza por que las condiciones en las que se pueden realizar las simulaciones son muy flexibles y no tiene prácticamente ninguna limitación la hora de incluir cualquier proceso adicional en el modelo; la contrapartida es que el tiempo de cálculo en modelizaciones muy complejas es demasiado elevado.

El fundamento esencial de este modelo consiste en considerar un soluto como un gran número de partículas que se introducen en un medio poroso, en el que cada partícula se mueve aleatoriamente. En el caso unidimensional, el movimiento de cada partícula es el resultado de la suma de un paso convectivo  $(u/R')\Delta t$ , y un paso difusivo  $Z(2\alpha u/R'\Delta t)^{1/2}$ . La ecuación estocástica con velocidad de fluido constante fue dada por Ito en 1951 (citado en Kinzelbach; 1987):

$$x_{i(t)} = x_{i(t+\Delta t)} + \frac{u}{R'}\Delta t + Z\sqrt{2\alpha u R'\Delta t} \quad [4]$$

$Z$  = variable aleatoria normalmente distribuida con media 0 y desviación 1

$\alpha$  = dispersividad L

$t$  = tiempo

$u$  = velocidad de flujo hidráulico  $LT^{-1}$

$R'$  = factor de retardo

$x$  = coordenada de una partícula  $i$  en el tiempo  $t$  L

En el límite, cuando el número de partículas tiende a infinito, la ecuación para la probabilidad de la función de densidad de partículas, si el coeficiente de dispersión permanece constante, coincide con la ecuación clásica de dispersión de un soluto en un medio poroso homogéneo e isotropo (Kinzelbach, W.; 1987). Los parámetros de coeficiente de dispersión ( $\Delta = \alpha u$ ) y retardo  $R'$  de algunos componentes del purín se obtuvieron a partir de experimentos de percolación de dichos componentes

a través de columnas de suelo descritos en el trabajo de (López, E. *et al.*; 1992).

## **Resultados y discusión**

### **Gradiente hidráulico horizontal en la parcela**

El cálculo de la dirección y la velocidad del movimiento de la masa freática se ha llevado a cabo resolviendo la ecuación de Dupuit, tomando como datos de entrada el gradiente hidráulico entre los diferentes piezómetros  $h_1$  y  $h_2$ , la distancia entre ellos  $L$ , la conductividad hidráulica a saturación y el espesor de la capa saturada  $K_S$  tabla II.

$$Q = 0,5 K_s \left( \frac{h_1^2 - h_2^2}{L} \right) \quad [5]$$

Debido a que durante los períodos de precipitación han aparecido variaciones instantáneas e irregulares del nivel piezométrico solo ha sido posible determinar correctamente el flujo hidráulico en dos ocasiones: el 4 de diciembre y el 12 de abril de 1991; el error experimental en la determinación del nivel fue de 1 cm (tabla II).

Se ha podido determinar claramente el flujo en dirección norte, hacia el canal de drenaje mas próximo, a lo largo de la línea recta que une los piezómetros I, VIII y XIV. La aplicación de la ecuación de Dupuit, empleando los datos de conductividad hidráulica a saturación media y las alturas del nivel freático, dieron como resultado los valores de descarga ( $Q$ ) y velocidad flujo ( $V_x$ ) expuestos en la tabla I.

### **Concentraciones bajo el área de vertido**

En la Tabla III se exponen los valores de concentración media en el agua subterránea de los indicadores de contaminación a 90 cm de profundidad. Cabe destacar de los resultados de los análisis de los parámetros químicos y bacteriológicos basales, la práctica ausencia de fósforo inorgánico en solución y de bacterias indicadoras de contaminación fecal reciente.

Las elevadas concentraciones de sodio que se observan son debidas al aporte de la lluvia, y a que la bentonita empleada para sellar los piezómetros estaba contaminada con este elemento, que a su vez contaminó las muestras.

En general, las concentraciones relativas rara vez superaron el 5% de la inicialmente presente en el purín, los valores máximos de concentración aparecen a los 38 días del vertido en lugar de al comienzo de la experiencia.



Tabla I: Valores de descarga en estado estacionario hacia el canal de drenaje determinados experimentalmente en la parcela

	Q(m/día)	Vx(m/día)
4 Diciembre 1990		
I-VIII	0,008	0,024
VIII-XIV	0,009	0,028
XIV-Canal	0,010	0,035
12 Abril 1991		
I-VIII	0,009	0,024
VIII-XIV	0,010	0,031
XIV-Canal	0,011	0,038
Ks 1,56 m/día		
Porosidad eficaz 0,36		

Tabla II: Balance hídrico y espesor del nivel freático en la parcela.

	Tiempo (días)	P-ETP (mm)	N.F. (cm)
20-Nov-90	0,00	0	63
20-Nov-90	0,08	0	82
22-Nov-90	3	10	68
04-Dic-90	15	83	98
27-Dic-90	38	109	92
05-Feb-91	78	235	84
05-Mar-91	109	309	93
12-Abr-91	147	345	98

NOTA: se considera que el nivel freático (N.F.) coincide con el nivel piezométrico; los datos expuestos se refieren al espesor de la capa saturada.

Tabla III: Valores basales de concentración en el acuífero, composición del purín, dosis aplicada y concentraciones en el agua subterránea

	Control (mg/l)	purín (mg/l)	dosis Kg/ha	Concentraciones medias observadas en los piezómetros I,II,III y IV a 90 cm de profundidad (mg/l)						Días
				3	15	38	78	109	147	
Amonio	0,18	315	79	0,3	0,2	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
Nitratos	1,4	123	31	2,5	2,5	2,7	1,7	0,8	0,8	0,8
Cloruro	13,3	639	160	22,7	23,3	24,8	32,4	32,9	24,3	24,3
DQO	39	26317	6579	56,2	37,9	56,3	33,0	12,5	40,0	40,0
Potasio	0,98	924	231	1,6	2,2	2,6	2,8	2,4	0,0	0,0
Sodio	10,0	229	57	25,5	16,9	47,4	15,6	25,3	0,0	0,0
Calcio	12,6	1595	399	14,6	13,7	32,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Magnesio	2,8	286	72	5,2	4,1	11,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Fosfato	<0,08	68	17	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		NMP/100 ml	NMP/ha	NMP/100 ml						
Colif. fecales	0	1,5 10 <sup>6</sup>	3,7 10 <sup>12</sup>	2,2 10 <sup>2</sup>	6,3	—	0,0	0,0	0,0	0,0
Strep. fecales	0	4,6 10 <sup>5</sup>	1,1 10 <sup>12</sup>	12,2	3,0	—	0,0	0,0	0,0	0,0
Volumen de Precipitación efectiva m <sup>3</sup>				37 (309 mm)						
Volumen de agua en el acuífero m <sup>3</sup>				35						

El proceso de infiltración puede describirse como una percolación que duraría al menos 38 días, y un desplazamiento simultáneo horizontal hacia el norte. Esto se deduce de la dirección del flujo hidráulico y de la

evolución de las concentraciones: a medida que transcurre el tiempo se produce una gradación de las concentraciones, apareciendo incrementos parciales hacia el norte de la parcela.

Las tasas de supervivencia relativa en el acuífero a 90 cm de profundidad de las bacterias indicadoras de contaminación confirman otras observaciones de la mayor capacidad de supervivencia de los estreptococos respecto a los coliformes Wanada *et al.* (1988).

### **Cesión en la parcela experimental**

Los valores de concentración relativa de sustancias y de otros indicadores de contaminación determinados en los lixiviados enfrentados al volumen de precipitación, expresada en términos del volumen de agua que atraviesa un volumen dado de purín aplicado, se han empleado para comprobar el ajuste de un modelo de mezcla que posteriormente sería utilizado para suministrar los datos de entrada del modelo.

Del análisis detallado de la cesión de los contaminantes desde la superficie al interior del suelo, en la parcela, se ha comprobado que la lluvia natural produce un arrastre de purín desde la superficie del suelo hasta el recipiente de almacenamiento del lisímetro de una forma irregular, es necesario considerar el efecto de la cubierta vegetal que puede interceptar la lluvia de manera muy importante.

Este modelo se asume que el agua procedente de la precipitación produce una dilución sucesiva de las sustancias que componen el purín, de forma que las concentraciones resultantes solo dependen única y exclusivamente de la masa inicial aplicada y de la precipitación. La propiedad mas importante del modelo consiste en que el cálculo del balance de masa es siempre exacto, esta cuestión es muy importante en esta parte del trabajo, habida cuenta de que el buen acierto en el cálculo de las concentraciones en agua subterránea depende de la estimación de esta cesión.

Al comparar los resultados globales de la cesión (valores medios de la concentración relativa de todas las sustancias) con la primera tentativa del modelo, el grado de ajuste entre los datos experimentales y los estimados ha sido satisfactorio tabla IV figura 2 y figura 3.

*Tabla IV: Ajuste del modelo de diluciones sucesivas a los datos de cesión de componentes del purín en los lisímetros*

---

Constante	-0,00703
Err. Estándar Est Y	0,0586
R <sup>2</sup>	0,962
Nº de Observaciones	6
Grados de Libertad	4
Coeficiente X	1,46

---

Err. Estándar de Coef. 0,145

---

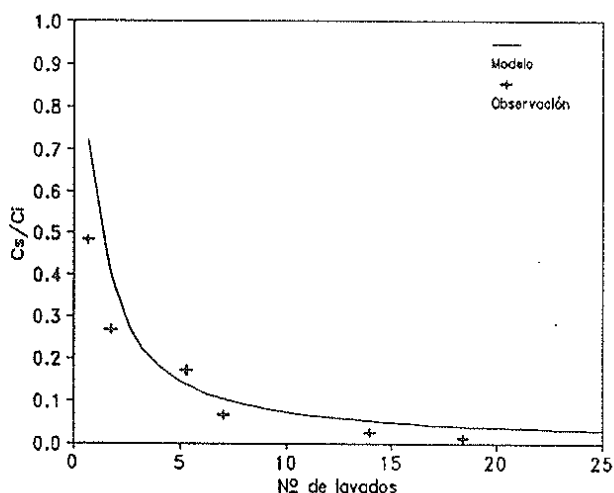


Figura 2: Valores medios de la concentración relativa en la cesión y calculados por el modelo de diluciones sucesivas.

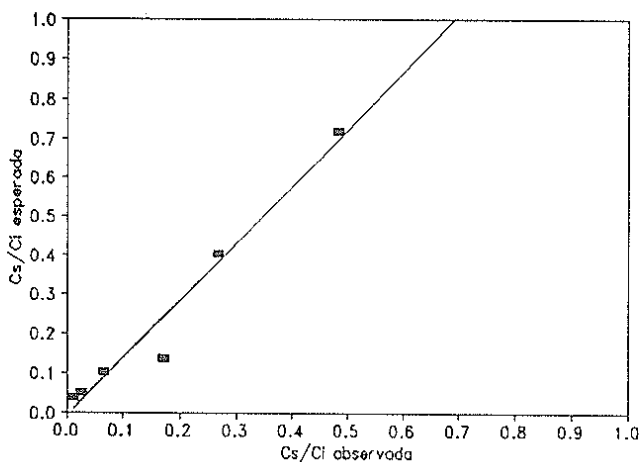


Figura 3: Ajuste entre los valores calculados y observados de concentración relativa en la cesión.

### Resultados de la simulación

La simulación de la infiltración de contaminantes mediante el empleo del modelo de infiltración, acoplado al de transporte de solutos basado en la técnica de camino aleatorio de partículas, se ha contrastado con los datos de concentración en el agua subterránea en la parcela experimental. Los datos que han sido contrastados corresponden a las concentraciones de cloruro y potasio medidas en las muestras de agua obtenidas de los piezómetros a 90 cm de profundidad.

El cálculo de masa de sustancias contaminantes que penetra en el acuífero se ha realizado a partir de los datos de concentración iniciales se dichas sustancias en el purín y su evolución a través del tiempo pudo ser estimada utilizando el modelo de cesión, que como se comentó, respeta el

balance de masa.

Los datos suministrados al modelo han sido los siguientes:

- Precipitación diaria neta
- Contenidos iniciales de cloruro y potasio en el purín aplicado en la parcela.
- Valores del potencial de entrada de aire para cada horizonte
- Valores  $b$  correspondientes a las curvas características de humedad de ambos horizontes
- Porosidad de los horizontes A, B y C
- Parámetros de el modelo de Boersma para la estimación de la posición del nivel freático
- Coeficientes de dispersión de ambos horizontes
- Velocidad de flujo hidráulico horizontal en la parcela
- Conductividad hidráulica a saturación
- Coeficientes de retardo del cloruro y del potasio  $R'$

Para el cálculo de las concentraciones, el muestreo de partículas se ha realizado en células tridimensionales de un metro cuadrado de superficie por la profundidad correspondiente a la altura del nivel freático, un área cuadrada de 18 m de lado. La fuente de partículas se dispuso ocupando la misma área en la que se efectuó el vertido.

Se ha reducido al tiempo de ejecución de los programas optimizando los pasos de tiempo, los cuales se han fijado en intervalos de 15 minutos durante los primeros 3 días de tiempo simulado, posteriormente a intervalos de una hora hasta los 15 días, y a partir de ese momento fueron de 3 horas. Se ha dispuesto que la precipitación neta fuese uniformemente repartida a lo largo de todos los intervalos de tiempo pertenecientes al mismo día.

Para simular el proceso de infiltración se emplearon modelos unidimensionales tanto para la parte hidráulica como para el movimiento de partículas, porque los efectos de dispersión y movimiento horizontal en la zona no saturada, en la distribución espacial de las concentraciones son en este caso poco importantes. En el momento en que las partículas alcanzasen el nivel freático se optó por aplicar un modelo en dos dimensiones en el plano horizontal.

La dispersión lateral de solutos debida a movimientos convectivos, provocada por la elevación local del nivel freático ocurrido tras las primeras horas después de haber aplicado el purín (Tabla II), ha tenido una gran importancia en la extensión del área contaminada mas allá de los límites de la zona de aplicación. Sin embargo, este proceso no se ha incluido en el modelo por la excesiva complicación de los cálculos. Para suplir esta deficiencia se ha recurrido a incrementar artificialmente los coeficientes de dispersión laterales en la zona insaturada, de manera que por ensayo y error, se encontrasen valores que reprodujeran la dispersión lateral observada.

El contraste del modelo se realizó entre los valores observados interpolados en una rejilla de 16 m de lado y los resultados de la simulación representados en una retícula equivalente. De modo que las pruebas estadísticas se realizaron a partir de 256 pares de valores de concentración.

Los indicadores estadísticos del ajuste del modelo ha sido los siguientes

Eficiencia del modelo, mide la linealidad entre  $O$  y  $P$ :

$$EM = \frac{\sum_i^n (O_i - \bar{O})^2 - \sum_i^n (P_i - O_i)^2}{\sum_i^n (O_i - \bar{O})^2} \quad [6]$$

Raíz del error cuadrático medio, indica la dispersión de entre  $O$  y  $P$ :

$$RECM = \frac{\sqrt{\sum_i^n (P_i - O_i)^2}}{n\bar{O}} \quad [7]$$

Coefficiente de masa residual, estima el balance de concentraciones:

$$CMR = \frac{\sum_i^n O_i - \sum_i^n P_i}{\sum_i^n O_i} \quad [8]$$

siendo  $O$  los valores observados y  $P$  los esperados y  $n$  el número de observaciones.

Como se puede observar en la figura 4, los parámetros estadísticos del ajuste para la distribución de concentraciones de cloruro indican que las predicciones mejoran a medida que transcurre el tiempo, sobre todo su eficiencia (EM) que se aproxima al valor óptimo, que es la unidad.

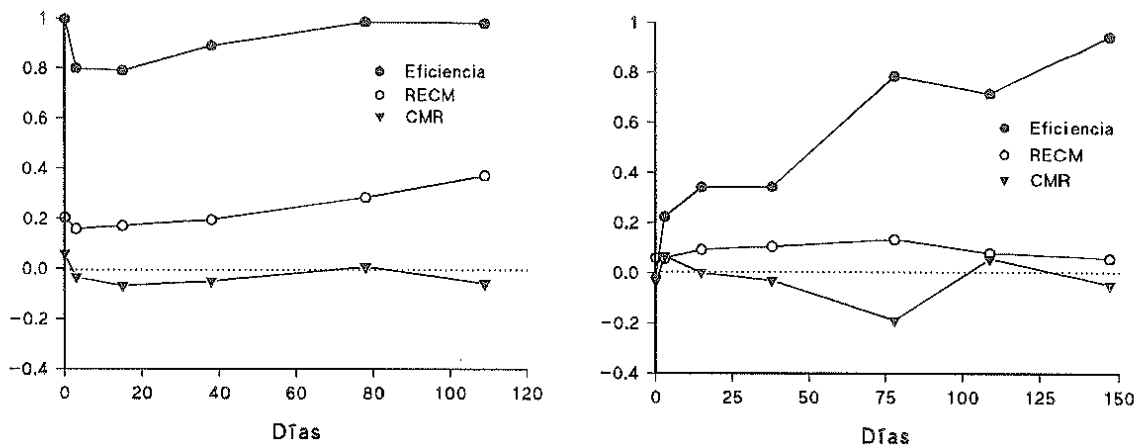


Figura 4: Evolución en el tiempo de los valores de los indicadores estadísticos del grado de ajuste del modelo de camino aleatorio para el caso del potasio (izquierda) y cloruro (derecha).

Estos resultados se deben a que las deficiencias del modelo son mas acusadas en la simulación de los primeros estadios de la infiltración ya que

las irregularidades de la distribución de las concentraciones, que no están consideradas en el modelo, son mayores en los comienzos de la infiltración. A causa de procesos naturales de dispersión y difusión, estas variaciones disminuyen a lo largo del tiempo. Lo que permanece relativamente constante es el coeficiente de masa residual, que indica que no se produce una deriva importante de los resultados de la simulación respecto al los resultados experimentales.

Para el caso del potasio, la eficiencia del modelo, que es de destacar que es muy elevada, disminuye ligeramente en los primeros días y va recuperándose e partir de los 15 días. A pesar de ello, el aumento de la raíz del error cuadrático medio presenta un aumento exponencial debido al aumento de la variación espacial de las concentraciones correspondientes de este elemento observadas en los últimos muestreos.

### Análisis de la sensibilidad del modelo

Con objeto de determinar que parámetros son los que mas influyen en la desviación de las predicciones de la concentración y por tanto, que factores son los mas importantes en el proceso de contaminación del agua subterránea, se han efectuado varias simulaciones alterando los valores de los parámetros y determinado la desviaciones de los resultados de concentración observados.

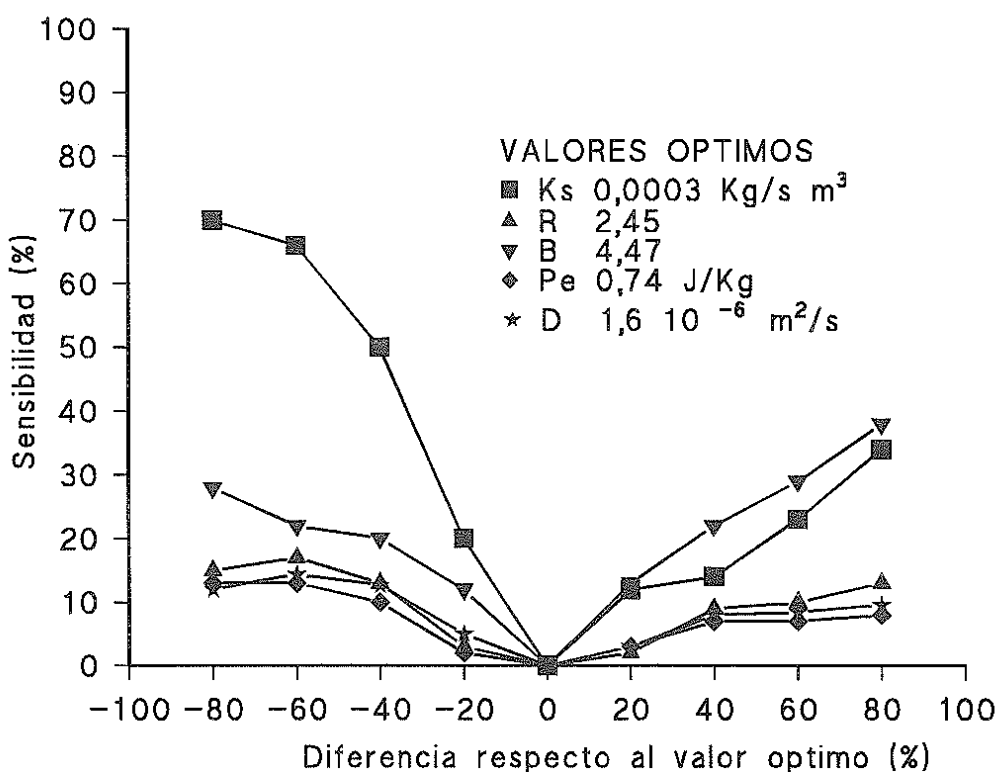


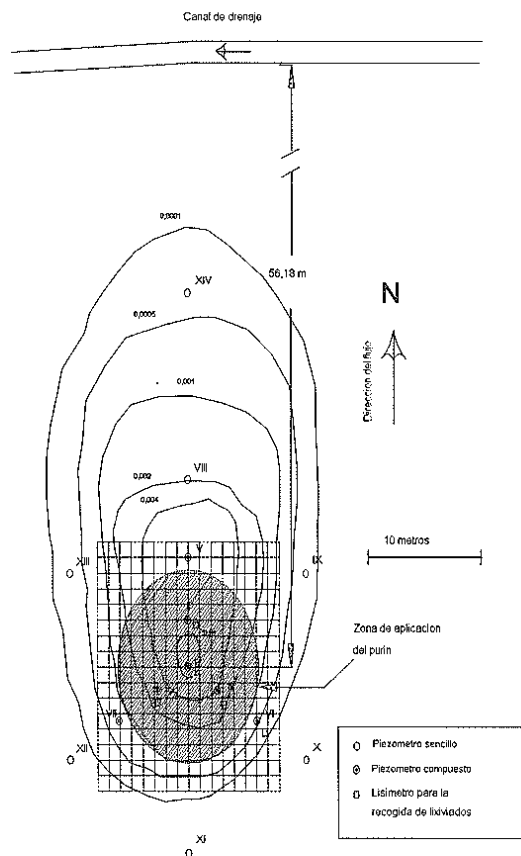
Figura 5: Sensibilidad del modelo de camino aleatorio para el caso del potasio en la parcela experimental.

El parámetro que mide la sensibilidad del modelo está definida por la siguiente fórmula

$$\text{Sensibilidad} = \frac{P-O}{O} \times 100 \quad [9]$$

Los resultados del análisis representados en figura 5 indican que el factor que mas influye en la predicción de las concentraciones a los 78 días es la conductividad hidráulica a saturación, en particular a valores por debajo del óptimo, en segundo lugar se encuentra el índice de distribución de tamaño de poros del suelo  $B$ . El coeficiente de retardo  $R$  el de dispersión  $D$  y el potencial de entrada de aire  $Pe$ , presentan una actividad sobre los resultados del modelo muy similares, quizá este último parámetro sea algo menos importante.

De estos resultados cabe afirmar que, a corto plazo, los factores relacionados con el movimiento del agua son mucho mas importantes que los factores de tipo químico en lo referido a la penetración de contaminantes en el agua subterránea.



cabo por la técnica del camino aleatorio en dos dimensiones, en forma de isóneas de concentración de un hipotético trazador inerte depositado en la superficie del suelo y aplicado uniformemente en el área circular. La simulación del movimiento del trazador se realizó durante un período virtual de un año con los valores de los parámetros obtenidos experimentalmente.

## **Conclusiones**

A partir del análisis de las datos de concentración de los componentes del purín vertido en la parcela, se han observado reducciones apreciables de las concentraciones de nitrato, ortofosfato y bacterias indicadoras de contaminación de origen animal.

El contraste entre los resultados de las simulaciones y los datos observados, indican que el modelo de camino aleatorio es capaz de proporcionar estimaciones aceptables de los promedios de concentración de cloruro y potasio en el agua subterránea. Sin embargo, cabe decir que la una deficiencia del modelo, es la incapacidad de reproducir la variación espacial tanto del movimiento de solutos durante el período de infiltración como la variación de adsorción del potasio (RECM). La estimación de la concentración media es satisfactoria a lo largo de todo el período y sin desviaciones apreciables (CMR). La eficiencia del modelo es aceptable en ambos casos (cloruro y potasio) a partir de los 38 días.

Se deduce, a partir del análisis de sensibilidad del modelo, que los esfuerzos destinados a la estimación de los riesgos de contaminación de las aguas subterráneas deben de ir dirigidos de manera preferente a la determinación de los parámetros que afectan al movimiento del agua y en segundo lugar a los parámetros relacionados con la actividad superficial de la matriz sólida del suelo respecto de la sustancia potencialmente contaminante.

## **Referencias**

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. (1975). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater Analysis*. 14th edn. Washington, DC.
- BOERSMA, L., SIMONSON, G.H. y WATTS, D.G. (1972). *Soil Morphology and Water Table Relations: I. Annual Water Table Fluctuations*. Soil. Sci. Soc. Amer. Proc. 39, 644-648.
- BREMMER, J.M. y KEENEY, D.R. (1965). *Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite*. Anal. Chim. Acta, 32, 485-495.
- BROOKS, R.H. y COREY, A.T. (1966). *Properties of porous media affecting fluid flow*. J. Irrig. Drainage Div., ASCE Proc. 72(IR2), 61-88.
- CAMPBELL, G.S. (1974). *A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data*. Soil. Sci. 117, 311-314.
- CAMPBELL, G.S. (1985). *Soil physics with Basic, Transport Models for Soil-Plant Systems*. Developments in Soil Science, 14. Elsevier.



- GIANESSI, L.P., PESKIN, H.M., CROSSON, P. y PUFFER, C.(1986). *Nonpoint source Pollution: are the cropland controls the answer?*. Journal of Soil and Water Conservation. 41, No.4, 215-218.
- KINZELBACH, W. (1987). *The Random-Walk Method in Polutant Transport Simulation*. Groundwater Flow and Quality Modeling, NATO ASI Series. 224, 227-246.
- LOPEZ PERIAGO, E., NUÑEZ DELGADO, A. y DIAZ FIERROS, F. (1992). Utilización del cloruro como medida de la capacidad dispersante de contaminantes en suelos. III Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo, Universidad de Navarra. ISBN 84-600-8224-5. 51-56.
- LOPEZ PERIAGO, E., NUÑEZ DELGADO, A. y DIAZ FIERROS, F. (1994). Contaminación biótica y abiótica en pozos de una zona ganadera. Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas, Tomo I. Ed. Luis F. Rebollo, ISBN 84-604-8930-2. 379-392.
- LUTHIN, J.N. y KIRKHAM, D. (1949). *A piezometer method for measuring permeability of soil in situ below a water table*. Soil. Sci. 68, 349-358.
- MINISTERIO DE SANIDAD Y CONSUMO. (1983). Orden de 27 de julio de 1983 por la que se establecen métodos oficiales de análisis microbiológicos de aguas potables de consumo público. BOE Núm. 193. 22393-22400
- NE-ZHENG SUN. (1989). *Applications of numerical methods to simulate the movement of contaminants in ground water*. Environmental Health perspectives. 83, 97-115.
- PRICKETT, T.A., NAYMIK, T. y LONNQUIST, C.G. (1981). *A "Random Walk" solute transport model for selected groundwater quality evaluations*. Illinois State Water Survey Bulletin. Vol. 65.
- TAYLOR, P.A. y WATTS, D.G. (1967). *An empirical model for predicting drainage system performance*. Trans. Amer. Soc. of Agr. Eng. 10: 723-726, 729.
- UFFINK, G.J.M. (1987). *A random walk method for the simulation of macrodispersion in a stratified aquifer*. Relation of Groundwater Quantity and Quality, IAHS-Publication, Nº146.
- VAN OMMEN, HC., VAN GENUTCHEN, M.TH., VAN DER MOLEN, W.H., DIJKSMA, R., y HULSHOF, J. (1989). *Experimental and teoretical analysis of solute transport from a diffuse source of pollution*. Journal of Hidrology. 105, 225-251.
- WANADA, R., BAXTER-POTTER, MARTHA W. GILLILAND. (1988). *Bacterial Pollution in Runoff from Agricultural Lands*. J. Environ. Qual. 17, 27-34.

