

## MODELADO DEL TRANSPORTE DEL HERBICIDA 2,4-D A TRAVÉS DE LA ZNS

Candela, L.<sup>1</sup>; Fabregat, S.<sup>1</sup>; Josa, A.<sup>1</sup>; Chu, X.<sup>2</sup> y Mariño, M.<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Ingeniería del Terreno y Cartográfica. UPC (España). [Lucila.Candela@upc.es](mailto:Lucila.Candela@upc.es)

<sup>2</sup> Dep. of Land, Air and Water Resour., Univ of California, Davis (U.S.A). [Mamarino@ucdavis.edu](mailto:Mamarino@ucdavis.edu)

**RESUMEN.** El movimiento y degradación de residuos de plaguicidas en suelo y en las aguas subterráneas es un proceso complejo controlado por las propiedades del suelo, hidrogeología, condiciones climáticas y prácticas agrícolas. En este trabajo se presenta la aplicación de un modelo analítico para predicción de la concentración de herbicida a lo largo de la zona no saturada. El modelo tiene en cuenta los procesos de lixiviado, adsorción, degradación bio(química), adsorción por las plantas y volatilización. El coeficiente de reparto de equilibrio líquido-vapor se considera lineal y basado en la Ley de Henry y se asume un equilibrio lineal tanto para la adsorción como para la desorción del compuesto considerado. Se considera que existe mezcla total. El modelo se aplicó al transporte del herbicida 2,4-D, ampliamente utilizado en campos de golf para el control de malas hierbas. Los resultados muestran que para la zona de estudio (Baix Empordà, Gerona) y con las prácticas consideradas habituales de aplicación de dicho compuesto, se puede detectar el 2,4-D a la profundidad de 2m y en concentraciones superiores a 0.1µg/l.

**ABSTRACT.** Pesticide movement through the unsaturated zone of the aquifers is a complex process. Agricultural practices, soils properties, climatic conditions are the most important aspects to be considered. To simulate the transport and fate of the herbicide 2,4-D under real agricultural conditions an analytical simulation model has been applied. The model is a physical based analytical model that simulates 1D pesticide movement in soils based on the concept of complete mixing, adsorption, volatilization and degradation. Linear equilibrium liquid-vapor partition is considered based on Henry's law, and linear equilibrium adsorption is assumed for sorption and desorption in soil. Results for the study area (Baix Empordà-Gerona golf course) show that the 2,4-D compound can be detected with concentrations greater than 0.1µg/l at 2 m depth.

### 1.- Introducción

La creciente presencia de plaguicidas en las aguas subterráneas en concentraciones superiores a 0.1 µg/l (valor máximo según la ley Española: Real decreto 1138/1990, de 14 de septiembre), se ha convertido en un importante aspecto medioambiental ampliamente descrito en la literatura desde finales de los años 80. Generalmente, dicha contaminación se produce a través de un largo periodo y

mediante complejos procesos que tienen lugar preferentemente en la zona no saturada.

Para evaluar la vulnerabilidad de contaminación de acuíferos por plaguicidas, diversos modelos de transporte, más o menos complejos, han sido desarrollados y aplicados por diversos autores. Los modelos de simulación existentes se clasifican en analíticos y numéricos. La finalidad de su utilización es simular el comportamiento en suelos y aguas subterráneas de los plaguicidas seleccionados con el objeto de evaluar la posible contaminación de las aguas subterráneas. Una síntesis de diversos modelos existentes, así como su fundamento teórico puede encontrarse en Hantush y Mariño (1996).

Este artículo se centra en la simulación del transporte del plaguicida 2,4-D a través de la zona no saturada para evaluar el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas mediante un modelo analítico (Hantush y Mariño, 1996; Chu et al., 2000). El 2,4-D es un herbicida ampliamente utilizado para el control de malas hierbas en siembra de cereales y praderas de gramíneas (césped). Además, su presencia ha sido detectada en las aguas subterráneas de campos de golf de EEUU, en concentraciones superiores a 0.1µg/l (Suzuki et al., 1998; Cohen et al., 1999). La aplicación del modelo se realizó a partir de los datos procedentes del campo de golf Serres de Pals (Gerona), situado en el Empordà, zona que ya ha sido objeto de estudios anteriores (Candela et al., 1998).

### 2.- Situación y características hidrogeológicas del área de estudio

El estudio se realiza en el campo de golf "Serres de Pals", situado en el municipio de Pals, Baix Empordà (Girona), donde en Junio de 2000 se inició el regadío con las aguas procedentes de la EDAR (estación depuradora de aguas residuales) del mismo municipio y situada anexa al campo de golf.

Desde el punto de vista hidrogeológico el área forma parte del sistema BaixTer-Gavarres. El campo de golf se sitúa en entre las primeras estribaciones del macizo de Les Gavarres y la llanura aluvial del río Ter, zona de origen lacustre ocupada actualmente por campos de arroz y muy cerca del mar. El nivel piezométrico del acuífero cuaternario superficial se sitúa alrededor de 0.8 m.s.n.m., mientras que las cotas altimétricas de la superficie del terreno oscilan entre 2.5 y 3.5 m.s.n.m.

El sistema hidrogeológico BaixTer-Gavarres comprende la llanura fluvio-deltaica del río Ter, el aluvial del río Daró

y la parte septentrional del macizo de Les Gavarres formado por el zócalo paleozoico y la cobertera paleógena, muy fracturados. El aluvial del río Ter presenta tres niveles acuíferos: 1) profundo formado por gravas y arenas gruesas; 2) intermedio, constituido por cuerpos lenticulares de arena en un nivel limoso arenoso y se halla físicamente relacionado con el aluvial profundo del Daró. Estos dos niveles están separados por un acuítardo integrado por limos de origen marino y 3) superficial compuesto por materiales fluviales recientes. Hacia el litoral, el nivel intermedio varía lateralmente hacia materiales más finos de prodelta y el nivel superficial presenta un desarrollo de facies litorales Cuaternarias. En "Les Gavarres" los niveles acuíferos son las formaciones calcáreas Girona y Rocacorba, y algún nivel detrítico intermedio (Montaner et al., 1995). El funcionamiento hidráulico del sistema

hidrogeológico Baix Ter-Gavarres está descrito por Mas-Plà, et al. 1998, estos consideran que los aportes provenientes de Les Gavarres juegan un papel esencial en la recarga del sistema; la piezometría indica una relación efluente entre el acuífero superior y el río, y una continuidad de los niveles de los acuíferos superficial, intermedio y el Daró; mientras los niveles del Paleógeno son mas altos que los aluviales, lo que sugiere la existencia de flujo entre ambos. El importante cono de depresión existente en el acuífero inferior sugiere la existencia de un flujo vertical a través del acuítardo (Montaner et al., 1996). Las características hidrogeológicas y la contaminación de las aguas ha sido tratada por Montaner et al., 1995, Mas-Plà et al. 1998, mientras que el efecto de la actividad agrícola ha sido tratado por Rodríguez y Navas, 1997 y por Mas-Plà et al., 1998.

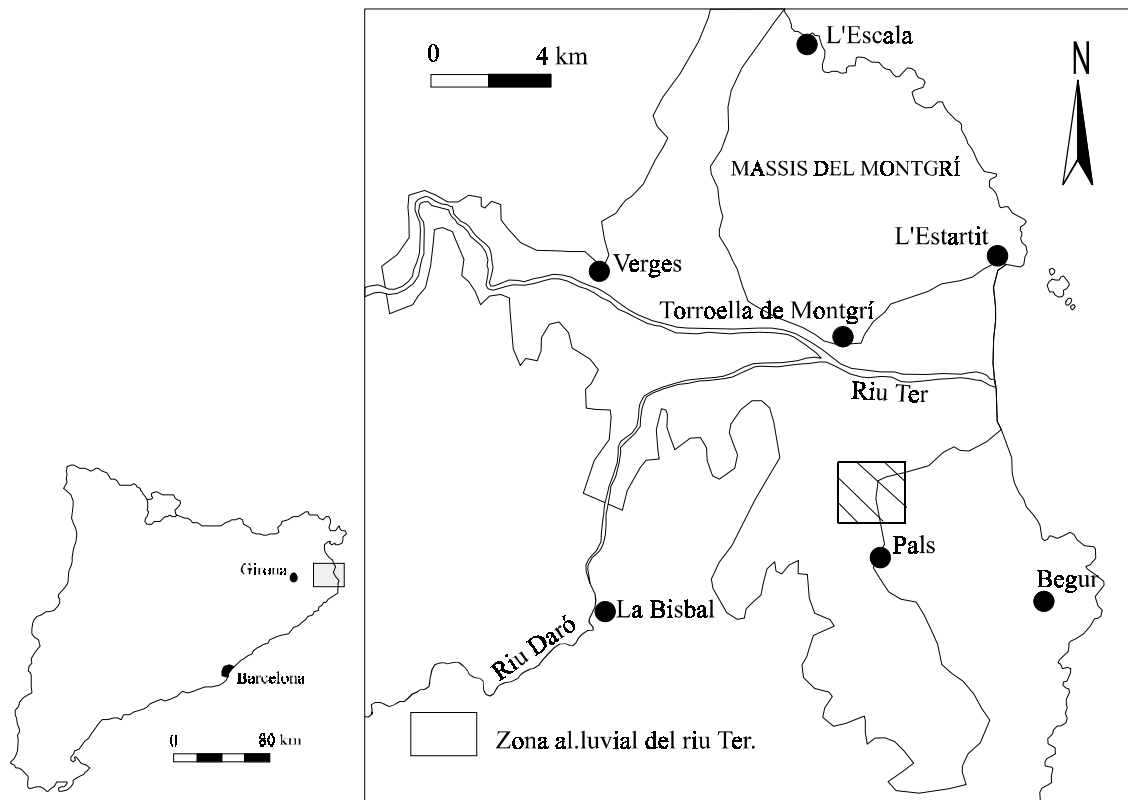


Fig 1. Situación geográfica de la zona de estudio

### 3.- Metodología

#### 3.1 Descripción del modelo analítico.

El modelo utilizado es un modelo analítico de transporte reactivo en la Z.N.S 1D, inicialmente desarrollado por Hantush y Mariño (1996). Está compuesto por tres submodelos correspondientes a la zona radicular (zona superior del suelo), zona vadosa y zona saturada (acuífero). En este modelo, el transporte de plaguicida en la zona radicular y la zona vadosa se basa en el concepto de mezcla

total, promediando las ecuaciones parciales diferenciales del transporte a través de la profundidad del suelo. Para la zona no saturada (radicular y vadosa) se asume que existe mezcla total del plaguicida. Dadas las características de este estudio, solo se aplicó el módulo correspondiente a la zona no saturada.

El modelo considera los procesos de lixiviado, adsorción, degradación bio(química), adsorción por las plantas y volatilización. El coeficiente de reparto de equilibrio líquido-vapor se considera lineal y basado en la Ley de Henry y se asume un equilibrio lineal local tanto para la

adsorción como para la desorción del compuesto considerado. El balance de agua en el suelo se realiza a partir de datos de lluvia y riego diario. El modelo permite realizar varias aplicaciones de plaguicida a lo largo del tiempo de la simulación.

El cálculo de volumen medio de la concentración de plaguicidas en las zonas vadosa y radicular fue calculado mediante la expresión de la ecuación de transporte multifase (Jury et al. 1983) en la fase disuelta considerando equilibrio e integrando sobre el espesor total de cada zona del suelo (Hantush y Mariño, 1996). La obtención de la solución analítica para el transporte en las zonas radicular y vadosa se muestra a continuación. Para una descripción más detallada del modelo aplicado, especialmente para conocer mas concretamente las hipótesis simplificadoras adoptadas, se remite al lector a Hantush y Mariño (1996) y Chu et al., (2000).

La concentración de plaguicida (en términos de fase disuelta y para una aplicación instantánea) que abandona la zona radicular después de haber estado sometido a volatilización, adsorción por la planta, degradación y adsorción lineal a lo largo de la zona radicular es:

$$C_r(t) = e^{-\beta_r(t-t_0)} C_r(t_0) + \frac{M_o}{\theta_r h R_r} e^{-\beta_r(t-t_0)} \quad (1)$$

siendo,

$$\beta_r = \frac{1 + (T_r / \lambda_r (\ln 2) + \mu_r)}{T_r} \quad (2)$$

$$T_r = h R_r / (v^* / \theta_r) \quad (3)$$

$$\mu_r = (FS + \sigma_r / h) \lambda_r / (R_r \theta_r) \quad (4)$$

$$\sigma_r = k_r D_g K_H / d \quad (5)$$

$$R_r = 1 + (\rho_{br} K_{dr} + k_r K_H) / \theta_r \quad (6)$$

$$v^* = v - ET_c \quad (7)$$

donde:  $C$ = concentración media del soluto en la zona radicular ( $M/L^3$ );  $M_o$ = plaguicida aplicado por área ( $M/L^2$ );  $\lambda_r$ = semi periodo de degradación del plaguicida (T);  $v$ = flujo de agua en la zona radicular ( $L/T$ );  $v^*$ = flujo neto disponible para lixiviar a través de la zona radicular ( $L/T$ );  $h$ = espesor de la zona radicular (L);  $\theta_r$ = contenido volumétrico de agua;  $R_r$ = factor de retardo;  $F$ = factor de concentración por transpiración;  $S$ = agua utilizada por las plantas ( $1/T$ );  $k_r$ = contenido volumétrico de aire (adimensional);  $D_g$ = coeficiente de difusión suelo/gas ( $L^2/T$ );  $K_H$ = constante de Henry, adimensional;  $d$ = espesor de la capa límite de aire (L);  $\rho_{br}$ = densidad del suelo en la zona radicular ( $M/L^3$ );  $K_{dr}$ = coeficiente de distribución ( $L^3/M$ );  $ET_c$ = evapotranspiración potencial de las plantas ( $L/T$ ) y el subíndice  $r$ = zona radicular.

De forma similar, la solución de la ecuación diferencial que describe el lixiviado de plaguicida, mediante una reacción de primer grado, y la del equilibrio lineal local de la adsorción para una aplicación instantánea de plaguicida en la zona vadosa se definió como:

$$C_u(t) = e^{-\beta_u(t-t_0)} C_u(t_0) + \alpha_u \left( C_r(t_0) + \frac{M_o}{\theta_r h R_r} \right) \frac{e^{-\beta_r(t-t_0)} - e^{-\beta_u(t-t_0)}}{\beta_u - \beta_r} \quad (8)$$

siendo,

$$\beta_u = \frac{1 + \ln(2)(T_u / \lambda_u)}{T_u} \quad (9)$$

$$\alpha_u = 1 / T_u \quad (10)$$

$$T_u = H R_u / (v^* / \theta_u) \quad (11)$$

$$R_u = 1 + (\rho_{bu} K_{du} + k_u K_H) / \theta_u \quad (12)$$

donde:  $H$ = Espesor de la zona vadosa (L) y el subíndice  $u$ = zona vadosa.

### 3.2 Caracterización físico-química del terreno.

Para la caracterización física del medio, se realizaron tres sondeos de reconocimiento hasta 2 m de profundidad aproximada donde se detectó el substrato terciario, tomando muestras cada 30 cm para su posterior análisis en laboratorio. Los sondeos se realizaron con una sonda elicoidal Eijelkamp de tipo manual, estos se situaron alineados a una distancia de unos 20m, ya que no se apreciaban variaciones importantes entre ellos se consideraron suficientes para el tipo de estudio que se está realizando. En cada profundidad (30cm) se tomó una muestra inalterada, con cilindros metálicos (5x5cm) Eijelkamp para muestras inalteradas, para determinar la densidad natural y la humedad ; también se tomó una muestra alterada para realizar el resto de ensayos.

Las muestras de suelo procedentes de los sondeos fueron posteriormente utilizadas para la determinación en el laboratorio de los siguientes parámetros físicos: densidad natural ( $\gamma_d$ ), humedad gravimétrica ( $w$ ), Curvas granulométricas ( $C_c$ : coeficiente de curvatura,  $C_u$ : coeficiente de uniformidad y % finos: Porcentaje de partículas con diámetro inferior a 0.074mm), densidad de las partículas sólidas ( $\gamma_g$ ), permeabilidad saturada ( $K_{sat}$ ) y obtención de las curvas de retención para distintas profundidades. La metodología utilizada corresponde a técnicas estándar habitualmente aplicada en el estudio de suelos.

Densidad natural ( $\gamma_d$ ), según norma ASTM D-2937-83: Tomando una muestra inalterada con un cilindro de

volumen conocido, obtenemos la densidad dividiendo la masa seca de suelo por el volumen del cilindro.

La humedad gravimétrica (w), se calculó según norma ASTM D-2216-66:

$$w = (M_2 - M_3) / (M_3 - M_1) * 100 \quad (13)$$

siendo,

$$M_1 = \text{Tara}; M_2 = \text{Peso húmedo}; M_3 = \text{Peso seco.}$$

Las Curvas granulométricas, se calcularon según norma ASTM D-422: Separación de tamaños por tamizado, para partículas mayores de 0.074mm de diámetro. Para las partículas inferiores a 0.074mm se utilizaron técnicas láser y fueron realizados en el Instituto de Ciencias de la Tierra "Jaume Almera" (CSIC).

Densidad de las partículas sólidas ( $\gamma_g$ ), se calcularon según norma ASTM C-188-44: Consiste en medir el volumen desplazado, de un líquido de densidad conocida en un matraz Le Chatelier a temperatura constante, por una masa conocida de material. El cálculo se hace con la siguiente formula.

$$\gamma_g = \frac{M(g)}{V(cm^3)} \quad (14)$$

donde:

$$M = \text{masa de material}; V = \text{volumen desplazado.}$$

Permeabilidad saturada ( $K_{sat}$ ), se utilizó un permeámetro de carga variable según norma ASTM D-5084-90:

$$K_{sat} = (aL/At) \ln (h_1/h_2) \quad (15)$$

donde:

a = Area del tubo de carga del permeámetro.

L = Altura de la muestra.

A = Area de la muestra.

t = Tiempo medido entre los niveles  $h_1$  i  $h_2$ .

$h_1$  = Gradiente sobre el suelo en el tiempo  $t_1$ .

$h_2$  = Gradiente sobre el suelo en el tiempo  $t_2$ .

Curvas de retención, para realizar el ensayo se utiliza un psicrómetro (El equipo empleado es un "Soil Mechanics Instrumentation" SMI, dispone de 15 canales para medidas simultáneas y el rango de medida es 3pF a 5.5 pF ). La técnica psicrométrica está basada en la Ley de Kelvin que relaciona la humedad relativa con la succión del agua, según la siguiente formula.

$$h_r = e^{(-M_w * S)/(R * T)} \quad (16)$$

donde:

$h_r$  = Humedad relativa

$M_w$  = Peso molecular del agua (0.018 kg/mol).

S = Succión del agua (Mpa).

R = Constante universal de los gases (8.3143 10<sup>-3</sup> Mpa Kg/(°Kmol).

T = Temperatura (°K).

Los valores experimentales obtenidos (Relación entre succión de la muestra de suelo y humedad gravimétrica) se ajustaron por mínimos cuadrados a la siguiente formula propuesta por Van Genuchten (1978). El ajuste resultante en la figura 3 se ha llamado curva teórica.

$$S_r = + \left( 1 + \left( \frac{S_c}{p} \right)^{\left( \frac{1}{1-\lambda} \right)} \right)^{-\lambda} \quad (17)$$

donde:

$S_r$  = Grado de saturación.

$S_c$  = Succión (Mpa).

p y  $\lambda$  = Constantes experimentales.

Para el estudio y evolución de la infiltración del agua de riego se ha utilizado un trazador químico no reactivo en forma de sal de Bromuro de Sodio, dada la baja concentración de Br<sup>-</sup> que presentaba el perfil. Al ensayo de trazador (realizado en Abril de 2001) se aplicó simultáneamente 2,4-D (herbicida que se utiliza en el campo de golf) con la finalidad de determinar el retardo que sufre el pesticida respecto el trazador. El control de dicho ensayo incluye la distribución de Br<sup>-</sup> y herbicida. No se dispone todavía de datos correspondientes a los muestreos iniciales.

Actualmente se están realizando ensayos de trazador en columnas de laboratorio para determinar la dispersividad del suelo. El trazador utilizado es el pentafluorobenzoato, ya que, tiene un comportamiento muy similar al Bromuro y resulta mas adecuado para el método analítico que se va a utilizar (Diodo Array).

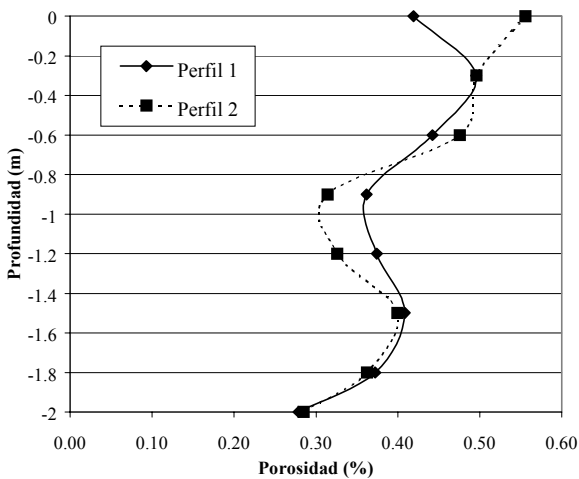
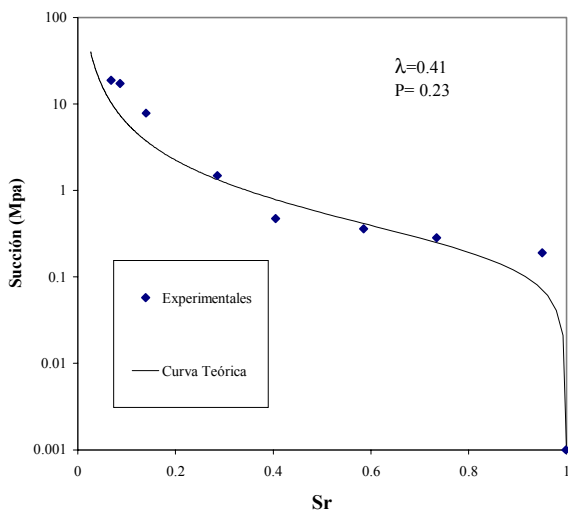
## 4.- Resultados

### 4.1 Caracterización de la Z.N.S.

Los resultados correspondientes a los parámetros físicos de dos perfiles iniciales se muestran en la tabla 1. En la figura 2 se puede observar la variación de la porosidad de dos perfiles de suelo, se aprecia una variación importante en superficie atribuible a la acción antrópica. En la figura 3 se muestra una de las curvas de retención calculadas en el laboratorio con psicrómetro.

**Tabla 1.** Características físicas y texturales de la ZNS para dos perfiles iniciales.

Perfil	Profundidad (m)	W (%)	Densidad	Porosidad	$K_{sat}$ (cm/s)	Cu	Cc	% finos
1	0	10.80	1.55	0.42	2.93E-04	8.33	125.45	24.84
	0.3	13.88	1.34	0.50	1.93E-05	20.78	0.64	42.60
	0.6	8.74	1.48	0.44	1.83E-05	20.00	0.91	40.10
	0.9	6.49	1.70	0.36	1.88E-05	19.74	1.27	39.13
	1.2	5.92	1.66	0.37	1.01E-06	24.47	2.60	29.89
	1.5	12.89	1.57	0.41	1.14E-06	21.00	3.05	27.99
	1.8	8.13	1.67	0.37	2.08E-06	27.69	4.19	31.59
	2	12.92	1.92	0.28	1.23E-06	26.00	0.74	44.31
2	0	21.47	1.18	0.56	9.14E-06	17.92	0.72	54.38
	0.3	10.63	1.34	0.50	1.33E-05	20.31	0.48	47.34
	0.6	6.08	1.39	0.48	1.10E-05	24.14	0.65	44.32
	0.9	6.89	1.82	0.31	1.21E-05	24.59	0.68	43.24
	1.2	7.86	1.79	0.33	3.71E-07	31.58	0.71	40.02
	1.5	8.12	1.60	0.40	1.14E-06	16.00	4.00	27.99
	1.8	15.33	1.70	0.36	2.41E-06	25.71	4.00	31.60
	2	17.38	1.90	0.28	6.38E-07	30.56	0.65	51.10

**Fig 2.** Variación de la porosidad en dos perfiles de suelo.**Fig 3.** Curva de retención de una muestra superficial del perfil 1.

#### 4.2 Simulación aplicada a la zona de estudio

El modelo de simulación se aplicó al estudio del transporte unidimensional del herbicida 2,4-D a través de la zona no saturada. La sal amina 2,4-D (Bi-Hedonal®) es un herbicida hormonal muy bien adsorbido por las malas hierbas de hoja ancha. De acuerdo con los datos bibliográficos (Wauchope et al., 1991) presenta semi-vida ( $t_{1/2}$ ) de 24 días, presión de vapor  $8 \times 10^6$  (mm de Hg),  $K_{oc}$  20 mg/g y elevada solubilidad en agua (796,000 mg/l).

Las características geométricas e hidrogeológicas de la zona de estudio, propiedades de los suelos de la zona radicular y zona no saturada, junto con otros parámetros del modelo utilizados en la simulación se muestran en la Tabla 2 y Figura 4. Los parámetros: Coeficiente de difusión en agua, Constante de Henry, Coeficiente de degradación y  $K_{ow}$  proceden de la base de datos ARS del USDA. Los parámetros: Espesor, densidad natural y permeabilidad saturada han sido medidos. La porosidad ha sido estimada a partir de los datos de densidad natural y densidad de las partículas sólidas; la capacidad de campo se ha estimado a partir de las curvas de retención con los valores de presión citados en Custodio y Llamas, 1983. Los datos climáticos corresponden al periodo de simulación (años 2000 y 2001) y han sido aportados por la estación meteorológica de "Mas Badia", situada en el municipio de Canet de la Tallada, a 10 Km de la zona de estudio. Los datos de agua de riego aplicada son los reales según datos facilitados por los propietarios del campo de golf. La aplicación del plaguicida se supone que se realiza de forma instantánea.

En la simulación el límite entre la zona radicular y la zona vadosa se situó a la máxima profundidad radicular y se supuso invariante respecto al tiempo durante todo el periodo de simulación. La simulación se realizó con datos diarios.

Los valores de los coeficientes de distribución ( $K_d$ ) fueron obtenidos en el departamento de química analítica de la

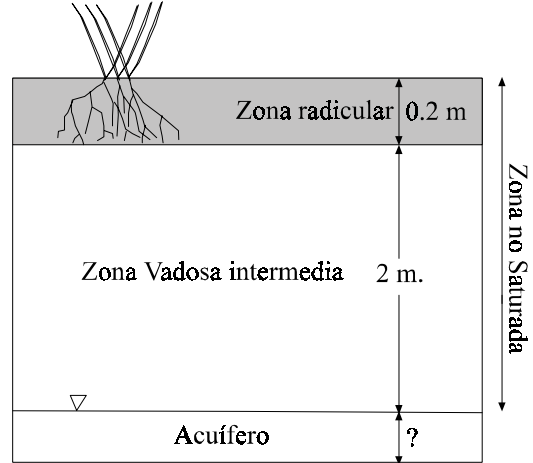
facultad de ciencias de la “Universitat de Girona”, mediante la realización de isotermas de adsorción

**Tabla 2.** Parámetros utilizados en el modelo correspondientes a la simulación efectuada.

Parámetros.	Valor.
Pesticida	2,4 -D
Profundidad aplicación	0 m
Dosis aplicada	1.8 kg/ha
Coefficiente de difusión en el agua	0.001 m <sup>2</sup> /día
Constante de Henry	0.56 E <sup>-7</sup>
Periodo de semi-vida	24 días
K <sub>ow</sub>	2.81
<u>Zona radicular</u>	
Espesor	20 cm
Porosidad	0.49
Coefficiente de distribución	0.6 ml/g
Densidad natural	1.35 g/cm <sup>3</sup>
Capacidad de campo	0.338 cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup>
Coefficiente de degradación	0.0693 días <sup>-1</sup>
Conductividad hidráulica saturada	1.6 cm/día
<u>Zona vadosa</u>	
Espesor	200 cm
Porosidad	0.32
Coefficiente de distribución	1.1 ml/g
Densidad natural	1.7 g/cm <sup>3</sup>
Coefficiente de degradación	0.0231 días <sup>-1</sup>
Conductividad hidráulica saturada	0.08 cm/día

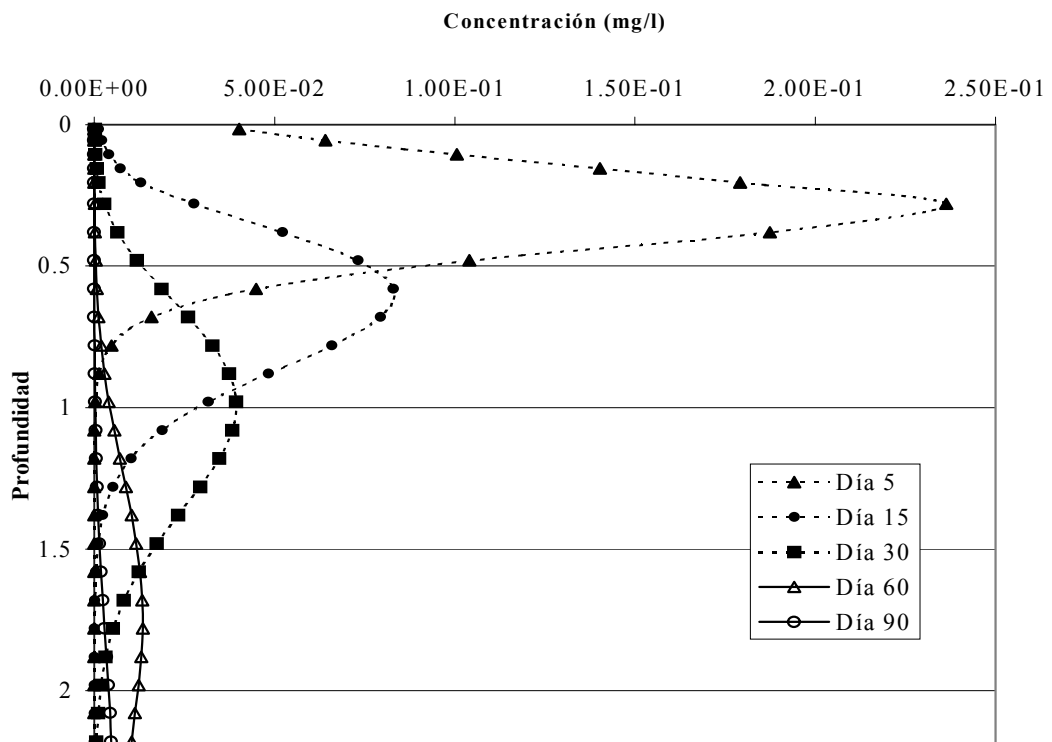
El periodo simulado se extiende desde el 1 de Julio de 2000 al 31 de Junio de 2001. La aplicación del plaguicida se efectuó el 20 de marzo, simultaneamente se aplicó bromuro de sodio como trazador conservativo. Posteriormente se realizaron muestreos periódicos de suelo para el análisis de la evolución in situ del herbicida y el ion bromuro, y poder validar los resultados de la simulación (los resultados de

estos muestreos todavía no están disponibles). Los resultados de la simulación del transporte del 2,4-D a través de la zona no saturada se muestran en la Figura. 5.



**Fig 4.** Representación esquemática de la geometría utilizada en el modelo.

Los resultados correspondientes a la simulación del transporte de 2,4-D originado por la aplicación se han representado en curvas correspondientes a los 5, 15, 30, 60 y 90 días posteriores a la aplicación. Como se observa, en la gráfica, la máxima concentración se detecta 5 días después de la aplicación 0.24 mg/l (240 µg/l) a 0.38 m de profundidad. Para la curva correspondiente a los 30 días, y a 1 m de profundidad la concentración de 2,4-D es todavía de 0.04 mg/l (40 µg/l). A los 90 días la concentración de 2,4-D es de 0.004 mg/l (4 µg/l) a los 2 m de profundidad; aunque los valores mas altos a esta profundidad se encuentran dos meses después de la aplicación, siendo estos próximos a 0.0125 mg/l (12.5 µg/l).



**Fig 5.** Resultado de la simulación del transporte del 2,4D a través de la zona no saturada.

## 5.- Conclusiones

Los modelos de simulación aplicados al análisis de riesgo de contaminación de las aguas subterráneas por plaguicidas constituyen una herramienta de gran interés para el control de las aguas subterráneas. La utilización de un modelo analítico para el estudio del transporte del plaguicida 2,4-D, aplicado regularmente en los campos de golf para el control de malas hierbas, muestra que en este caso particular existe un riesgo de contaminación del acuífero, ya que las concentraciones obtenidas corresponden a la recarga local del acuífero. Bajo las condiciones simuladas en este ejercicio, que se corresponden a prácticas agrícolas habituales, las concentraciones esperadas al cabo de 90 días a 2 m de profundidad son siempre superiores a los límites establecidos de calidad de agua para consumo. En estas situaciones específicas, la utilización del modelo es de gran utilidad para planificar las diversas aplicaciones del plaguicida a lo largo del tiempo.

**Agradecimientos.** Los autores agradecen a la Comisión Conjunta Hispano-Norteamericana de Cooperación científica y Tecnológica, a la CICYT (proyecto HID99-438) y a la USEPA (Grant No. R819658) Center for Ecological Health Research at the Univ. of California, Davis, la financiación recibida para la realización de este estudio.

## 6.- Referencias

- American Society for Testing and Materials, (1993). Annual Book of ASTM Standards. Volume 04.08 Soil and Rocks; Dimension Stone; Geosynthetics. ISBN 0-8031-1929-1
- Candela, L.; Caballero, J.; Melo, T y Torres, E. (1998) Evaluation of an enzyme linked immunoassay technique for the analysis of atrazine and deethylatrazine (DEA) in water with application to unsaturated zone monitoring at l'Alt Emporda, Spain. *Journ of Environ. Hydrology*. Vol 6, Paper 1, March 1998
- Chu, X; Basaglou, H; Mariño, M. y Volker, R. (2000) Aldicarb transport in subsurface environment: comparison of models. *Journ. of Environ. Engineering*. 126(2): 121-129.
- Cohen, S; Svrjcek, A; Durborow, T; Barnes, L (1999) Water Quality Impacts by Golf Courses. *J. Environ. Qual.* 28: 798-809.
- Custodio, E. Y Llamas, R. (1983): "Hidrología subterránea". 2 tomos. Ed. Omega.
- Hantush, M; Mariño, M. (1996) An analytical model for the assessment of pesticide exposure levels in soils and groundwater. *Environmental Modeling and Assessment* 1(4):263-276.
- Jury, W. A., Spencer, W. F. y Farmer, W. J. (1983): "Behavior assessment model for trace organics in soil: I. Model description." *J. Environ Quality*. 12: 558 – 564.
- Mas-Pla, J. Bach, J y Montaner, J. (1998): Distribución de los compuestos de nitrógeno en el sistema hidrogeológico Baix Ter- Gavarres. La contaminación de las aguas un problema pendiente. Eds. Samper, et al 39-145.
- Montaner, J; Solà, J; Mas-Pla, J y Pallí, LL. (1995): "Aportació al coneixement de l'evolució geològica recent de la Plana del Ter. Baix Empordà". Institut d'Estudis del Baix Empordà. Estudis sobre el Baix Empordà. vol 14. 11 pp.
- Montaner, J; Solà, J; Mas-Pla, J; Teixidor, N Y Boixadera, J. (1996): Diagnóstico hidrogeológico sintético de los acuíferos aluviales cuaternarios del Baix Ter y Baix Fluvià. Actas de "Las aguas subterráneas en las cuencas del Ebro, Júcar e internas de Cataluña", AIH-GE: 429-435.
- Real decreto 1138/1990, de 14 de septiembre, por el que se aprueba la Reglamentación Técnico-Sanitaria para el abastecimiento y control de calidad de las aguas potables de consumo público. BOE nº 226, de 20 de septiembre de 1990.

- Rodríguez, R L Y Navas, E. (1997): Estudio del funcionamiento del acuífero del Bajo Ter. Impacto de la actividad agrícola. XXXI Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Inédito. 52pp.
- Suzuki, T.; Kondo, H.; Yaguichi, K.; Maki, T.; Suga, T. (1998) Estimation of Leachability and Persistence at Golf Courses from Point Source Monitoring and Model to Predict Pesticide Leaching to groundwater. *Envirom. Sci & Technol.* 32(7): 920-929.
- USDA. Alternative Crops & Systems Lab (ACSL): "The ARS Pesticide Properties Database".
- Van Genuchten, R. (1978). Calculating the unsaturated hydraulic conductivity with a new closed-form analytical model. Research report 78-WR-08. Water Resources Program, Dep of Civil Engng Princeton Univ. Princeton, N.J. 63 p.
- Wauchope, R.D.; Buttler, T.M.; Hornalby, A.G.; Augustijn-Beckers, P.; Burt, J.P. (1991) The SCS/ARS/CES pesticides properties database for environmental decision-making. *Reviews. Environ. Contamination and Toxicology*. 123: 28-36.