

XXIV° Congreso Nacional del Agua 2013

San Juan, 14 al 18 de Octubre de 2013

COMPORTAMIENTO DE LA ATRAZINA EN LA ZONA NO SATURADA DE SUELOS AGRÍCOLAS DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA.

Reyna, Teresa; Linares, Jorge; Reyna, Santiago; Lábaque, María; Riha, César; Murialdo, Raquel, Estela Reyna, Hugo Pesci

Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Córdoba
Av. Vélez Sarsfield 1611. Córdoba. Te: 0351-4692737. teresamaria.reyna@gmail.com

RESUMEN

El reemplazo del sistema de labranza convencional por la siembra directa, en donde el control de malezas es exclusivamente químico, ha promovido aplicaciones de herbicidas, lo cual aumenta el potencial de contaminación de aguas superficiales, subterránea y suelos por parte de estos agentes químicos. En Argentina más del 70% de la agricultura se realiza bajo siembra directa.

Dentro de los compuestos triazínicos se encuentra el herbicida Atrazina (2-cloro-4-etilamino- 6-isopropilamino-s-triazina) que es de uso creciente en nuestro país con 7.854.873 litros usados en la campaña 2010 (CASAFE 2011).

Se tiene información relativa de su presencia en los acuíferos, tampoco se conocen con certeza los mecanismos de migración e interacción en el medio no saturado. Se sabe que el carácter contaminante de los plaguicidas depende de sus propiedades tóxicas las cuales están definidas a su vez por la concentración en que éstos se encuentren en un momento dado en el ambiente y de la sensibilidad de los organismos vivos afectados (Barriuso, 2000).

La escasez de conocimientos sobre contenidos de plaguicidas en suelos agrícolas y en los cuerpos de agua, se debe en parte a la dificultad para la identificación y cuantificación de estos compuestos y de los productos de degradación originados a lo largo de su tránsito por la zona no saturada.

En la actualidad se ha incrementado el uso de diferentes modelos numéricos como herramientas imprescindibles en la obtención de aproximaciones al comportamiento del movimiento del agua en el suelo y el transporte de solutos. Para ello es necesario obtener datos de campo, los cuales se pueden adquirir con sensores de capacitancia los cuales determinan el contenido de humedad. Estos sensores requieren una calibración previa y son utilizados para la validación de los parámetros de los modelos numéricos. La aplicación de técnicas de modelación inversa para calibrar los parámetros de las funciones hidráulicas y de la ecuación de transporte de contaminantes constituyen herramientas imprescindibles cuando se cuenta con valores medidos en campo y datos de laboratorio. Además es necesario realizar el contraste de los resultados de las modelaciones numéricas con los resultados obtenidos de campo en diferentes profundidades del terreno.

Palabras claves: transporte de contaminantes, suelos agrícolas, atrazina, sensores de capacitancia

INTRODUCCIÓN

Desde el inicio del movimiento agrícola conocido como revolución verde, a principios de la Segunda Guerra Mundial, se ha podido presenciar el desarrollo de una agricultura que más que convencional, como se suele denominar, se podría llamar industrializada. Esto último responde fundamentalmente al empleo de abonos químicos y pesticidas, a la producción de nuevas variedades de aspecto más atractivo y a la progresiva mecanización. En las primeras fases del desarrollo de la agricultura convencional o industrializada se observaron incrementos mundiales registrados de las cosechas de cereales, leguminosas, oleaginosas, fibras y raíces, para los períodos 1929-1979. Posteriormente, se produjo una disminución de los incrementos de la productividad, especialmente en aquellos países que más tempranamente adoptaron las técnicas de la revolución verde. (Romera, 2010)

La intensificación del uso de la tierra para producción agrícola y la utilización de productos agroquímicos (fertilizantes y plaguicidas) como práctica generalizada han transformado a esta actividad en una fuente importante de contaminación. Cuando los agroquímicos exceden los límites para los que fueron destinados, constituyen tanto una pérdida para el agrosistema como una fuente de contaminación para los sistemas adyacentes. El nivel de riesgo de contaminación de suelos y aguas resulta de la combinación de la carga contaminante y de la vulnerabilidad natural del ambiente a dicha contaminación (Reyna, et al., 2011). Con respecto a los plaguicidas la mayoría son compuestos que no se encuentran naturalmente en el ambiente y por lo tanto, concentraciones detectables indican contaminación (Chapman, 1992).

La atrazina es uno de los herbicidas más utilizado para el control de malezas dicotiledóneas y algunas gramíneas. Fue registrada en Argentina en la década del '60; en los últimos años el uso de atrazina creció de 0.97 a 7.2 millones de litros por año; siendo actualmente el segundo plaguicida más utilizado (CASAFE 2010). Esto responde al aumento del área destinada al cultivo de maíz (2.6 a 3.4 millones de ha), a la intensificación de la agricultura y al reemplazo del sistema de labranza convencional por la siembra directa. Donde el control mecánico de malezas es sustituido por el control químico; lo cual ha promovido aplicaciones de herbicidas más frecuentemente y en algunos casos con dosis superiores a las recomendadas.

Se trata de un herbicida selectivo que tiene como mecanismo de acción la inhibición del fotosistema I en el proceso fotosintético en plantas sensibles. Este herbicida tiene actividad tanto en el suelo como vía foliar. Es un herbicida s-triazínico muy utilizado en todo el mundo para controlar selectivamente plantas adventicias en cultivos de maíz, sorgo, caña de azúcar y plantaciones forestales; también es usado para el control total de malezas en áreas no agrícolas, tales como vías férreas y zonas industriales (Ashton y Crafts 1981).

Se emplea desde hace más de 45 años por su efectividad, acción prolongada y amplio espectro. Actualmente, continúa siendo uno de los herbicidas más utilizados en países productores de granos como Argentina, Estados Unidos, Brasil, entre otros (<http://www.atanor.com.ar>). Se adsorbe más fácilmente en suelos húmíferos o arcillosos que en suelos con un contenido bajo de arcilla o materia orgánica. La materia orgánica del suelo participa de ambos mecanismos dado su rol dual que le permite retener las moléculas del herbicida, y por otra parte, estimular la actividad biológica incrementando la velocidad de transformación de los herbicidas en las capas superficiales del suelo (Dehghani et al 2010). Casi todas las triazinas son muy estables en el suelo y, desaparecen lentamente mediante degradación por la acción de los microorganismos presentes en el suelo que tienen la capacidad de tomar el compuesto como una fuente de carbón y nitrógeno. Aunque se ha notificado una semidesintegración de 50 días (Nakagawa et al 1995), en la práctica la atrazina

persiste en el suelo durante más de dieciséis meses (Sorenson et al 1994). Los valores de vida media se correlacionan positivamente con la cantidad de herbicida aplicado y con el adsorbido por el suelo. Estos valores se incrementan con el pH del suelo, la materia orgánica y el contenido de arcilla. Los valores de tiempo de vida media decrecen exponencialmente con el aumento de la temperatura y la humedad del suelo (Walker y Blacklow 1994). La atrazina puede hidrolizarse con bastante rapidez en medios ácidos o alcalinos, pero es muy resistente a la hidrólisis en medios neutros (pH 7).

Para estos herbicidas y sus productos de degradación es importante considerar los procesos de retención, transformación y transporte. Estos procesos son los tres aspectos que se deben estudiar para poder evaluar y predecir el comportamiento de un agroquímico en el suelo (Koskinen y Harper 1990). Por otra parte la materia orgánica del suelo (MOS) es la fracción más activa en la formación de residuos ligados (Bollag et al. 1992). La efectividad de este mecanismo está estrechamente vinculado con las transformaciones de la materia orgánica con la que interactúa el compuesto. La distribución de la materia orgánica en el perfil, con distintos grados de transformación, es otro factor que modifica estas interacciones (Barriuso y Koskinen 1996). Existen evidencias que indican que pueden presentarse capas profundas con mayor capacidad de mineralizar y transformar un compuesto que horizontes más próximos a la superficie (Hang 2002), de modo que el subsuelo debiera ser considerado al estudiar riesgos de transporte.

El movimiento de los plaguicidas en el ambiente es muy complejo e incluye transferencias que ocurren continuamente entre diferentes compartimentos medioambientales. Se debe tener en cuenta que, si bien, en algunos casos esta transferencia ocurre entre áreas muy cercanas entre sí, está comprobado que en otros casos el transporte de plaguicida ocurre a grandes distancias. Un ejemplo de ello lo constituye la amplia distribución en el mundo de DDT y la presencia de plaguicidas lejos de las áreas de uso (Díaz, 2007)

El carácter contaminante de los plaguicidas depende de sus propiedades tóxicas las cuales están definidas a su vez por la concentración en que éstos se encuentren en un momento dado en el ambiente y de la sensibilidad de los organismos vivos afectados (Barriuso, 2000). En los últimos tiempos, han surgido problemas ambientales, tales como contaminación de suelos y acuíferos, los cuales necesitan un estudio integrado de todas las áreas relacionadas con este tema.

En los últimos años la utilización de diferentes modelos numéricos, que aproximan el comportamiento del movimiento de agua en el suelo y el transporte de solutos en la zona no saturada es más frecuente. Los modelos conceptuales más utilizados en la zona no saturada para el movimiento del agua y transporte de solutos son las ecuaciones de Richards, y la ecuación Adveccion- Dispersión.

Unas de las principales dificultades que se encuentran para modelar los procesos de infiltración es conocer los parámetros de los suelos para lograr una adecuada representación de la realidad. Dado el problema de la heterogeneidad presente en el medio poroso la modelación del sistema agua-solutos-suelo-planta es más complicado. Por lo tanto obtener los parámetros que permiten ajustar el modelo lo más cercano a la realidad es lo que lleva la mayor parte de tiempo y dinero.

Diferentes métodos de medición para el contenido de humedad como los de capacitancia, reflectometría, geo-eléctricos (llamados dieléctricos) y neutrones se encuentran hoy en un amplio uso. La medición adecuada del contenido de agua en suelo resulta crítica para la estimación de los

balances de agua y energía, así como para comprender los procesos biológicos y químicos en todo el sistema suelo-planta (Robinson, et al., 2008) y (Vereecken, et al., 2008.).

Los sensores capacitivos Decagon (Decagon Devices, Inc., Pullman, WA) ha tenido un relativo éxito en el mercado; sin embargo, sucesivos trabajos de evaluación y calibración en laboratorio (Blonquist, et al., 2005), (Jones, et al., 2005.), (Bogena, et al., 2007), (Bandaranayake, et al., 2007), (Sakaki, et al., 2008.), (Kizito, et al., 2008)) han mostrado una gran sensibilidad al tipo de suelo, tensión de alimentación y conductividad eléctrica del suelo.

La movilidad de los plaguicidas depende de sus propiedades físicas y químicas en el medio, tales como volatilidad, solubilidad, persistencia y la adsorción en el suelo. La concentración de herbicida en el suelo a lo largo del tiempo - persistencia o residualidad depende de las características propias de la molécula (acidez o alcalinidad de la molécula, solubilidad en agua, presión de vapor) y su interacción con las características del suelo (composición de la fracción arcilla, pH, capacidad de intercambio catiónico, área superficial, contenido de materia orgánica) y de los factores ambientales (temperatura, humedad), conformando una serie de procesos de disipación: volatilización, descomposición fotoquímica o química, escurrimiento superficial, degradación química, descomposición microbiana, lixiviación y adsorción. (Díaz, 2007).

Si bien existen propiedades específicas que determinan la movilidad de un herbicida en el suelo (Goss, 1992) y (Hornsby, 1992) demostraron que el coeficiente de partición en carbono orgánico (Koc) y la vida media de los plaguicidas (T1/2) pueden utilizarse para comparar sus potenciales de lixiviar a través de la matriz del suelo. Estableciendo que la materia orgánica del suelo es la característica edáfica que más influye sobre el movimiento de los herbicidas. La presencia de capas con materia orgánica produce “atenuación” del flujo del herbicida protegiendo al acuífero de la contaminación.

Por lo tanto para la determinación de la capacidad de infiltración de un herbicida es necesario tener en cuenta: 1) profundidad del acuífero saturado combinado con la dirección predominante del flujo de agua, 2) permeabilidad de los estratos geológicos y de suelo, 3) contenido de materia orgánica del suelo, y 4) Koc y T1/2 del plaguicida (Bedmar, et al., 2004).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizó el método por reflectometría en el dominio de las frecuencias (FDR). El FDR también es conocido como sonda de capacitancia. Los electrodos y el suelo adyacente forman un condensador cuya capacidad es función de la constante dieléctrica del suelo. Ésta se relaciona empíricamente con el contenido volumétrico de agua. Un oscilador de alta frecuencia opera con el suelo (dieléctrica) formando parte de un capacitor ideal, como se muestra en la ecuación 1:

$$C = K * \epsilon_0 * A / s \quad \text{Ec. 1}$$

La constante dieléctrica (K) se relaciona con la capacitancia (C) a través de la relación del área total del electrodo (A) y el espaciamiento de los electrodos (s), siendo ϵ_0 la permeabilidad del espacio libre, esta es una constante.

Un sensor de capacitancia requiere de una calibración de la sonda para cada suelo y horizonte para obtener una medida óptima de la humedad volumétrica. El volumen de suelo medido

no es dependiente del tipo de suelo o del contenido de agua y se aproxima a un cilindro 10 cm de alto con un diámetro de cerca de 25 cm, asumiendo que no hay espacios con aire (García P., 2008).

Para la modelación de contaminantes se eligió al programa HYDRUS. HYDRUS, es un programa para simular flujo unidimensional, transporte de un sólo soluto y movimiento de calor, en un medio variablemente saturado. En la versión HYDRU-2D el software permite resolver el transporte en un espacio bidimensional (2D-el nivel estándar, que se corresponde con el ex HYDRUS-2D con MeshGen-2D) también se encuentra la versión para la resolución en 3D para geometrías tridimensionales hexaédricas - 3D-Lite) o geometrías más complejas (es decir, 2D-estándar para uso general en dos dimensiones, geometrías 3D estándar para los problemas que se pueden definir utilizando el general bidimensional de base y una tercera dimensión en capas, o 3D-Profesional para aplicaciones generales geometrías tridimensionales). Estas versiones modelan el flujo del agua usando la ecuación de Richards, y los solutos y el movimiento de calor usando ecuaciones de transporte convección y dispersión. El programa permite histéresis tanto en la retención suelo-agua como en las funciones de conductividad hidráulica. Permite escalar la funciones hidráulicas de suelo no saturado para tener en cuenta los cambios continuos en las propiedades hidráulicas. Además, considera condiciones alternativas de drenaje de bordes. Los antecedentes de este programa son el código de WORM (Van Genuchten, 1987), versiones anteriores de HYDRUS, SWM_II (Vogel, 1987) y SWMS_2D (Simunek, et al., 1994).

Para modelar la concentración de la atrazina sometida a procesos de adsorción se utilizó la ecuación de transporte advectivo-difusivo expresada mediante la ecuación 2.

$$\frac{\partial C}{\partial T} = \frac{1}{R} \frac{\partial C}{\partial z} \left(-v + D_H \frac{\partial C}{\partial z} \right)$$

Ec. 2

Donde D_H es el coeficiente de dispersión, C es la concentración del contaminante, z es la distancia a los largo de la dirección del flujo. Si suponemos que la concentración del soluto en las fases sólida y líquida está relacionada por una isoterma de adsorción lineal, el factor de retardo R toma la siguiente expresión (ecuación 3):

$$R = \left(1 + \frac{\rho K_D}{\theta} \right)$$

Ec. 3

Donde ρ es la densidad volumétrica y θ : Es el contenido de humedad
Siendo K_D el coeficiente de distribución o de adsorción que caracteriza a la isoterma lineal

RESULTADOS

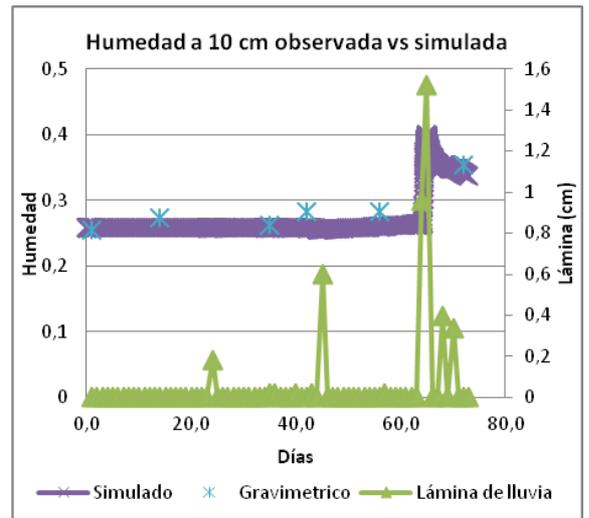
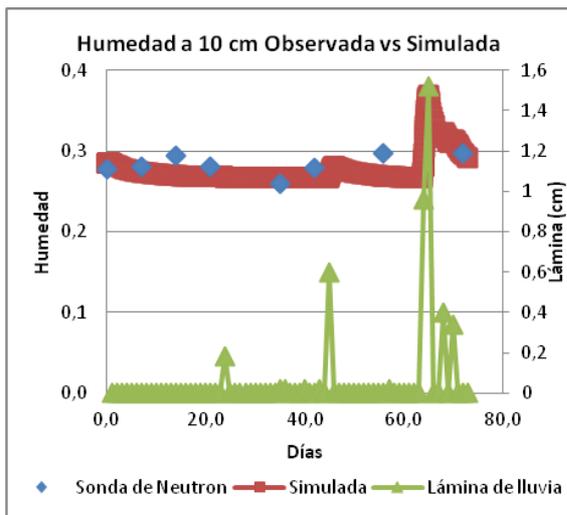
Simulando la variación del contenido de humedad para los datos optimizados obtenidos por los métodos de medición de neutrones y gravimétricos, se observa en las Figura 1 y 2 que para la profundidad de 10 cm u horizonte A, la evolución en el tiempo de las medidas experimentales y de los valores simulados siguió una misma pauta, con pequeñas diferencias entre ellos ajustándose mejor a los datos de la sonda de neutrones.

En cuanto a la evolución de los contenidos de agua observados y simulados a 40 y 90 cm de profundidad muestran un comportamiento muy distinto, observándose un incremento en el

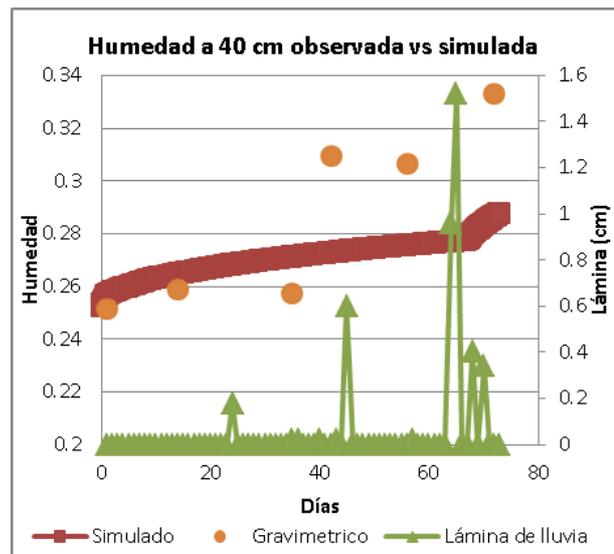
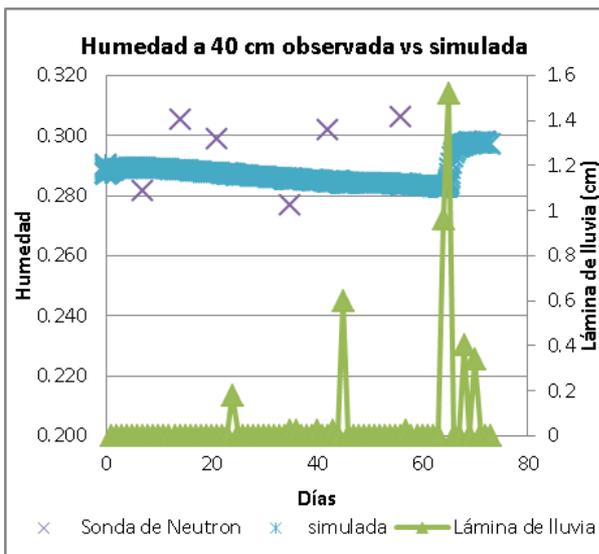
contenido de agua de simulación desde el día 65 debido a la lluvia de 1.52 cm ocurrida el día 22 de Septiembre del 2010.

De las modelaciones realizadas y contrastadas con los datos obtenidos de campo se puede observar que los parámetros de la ecuación de VG-M correspondientes a los horizontes AC y C, ajustados mediante modelación inversa no han proporcionado buenos resultados.

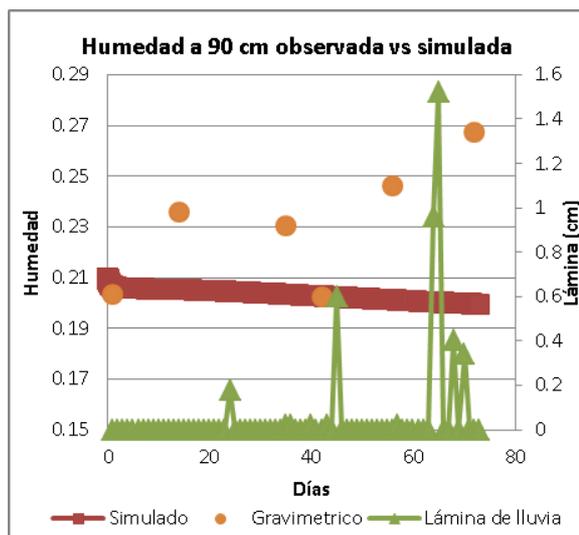
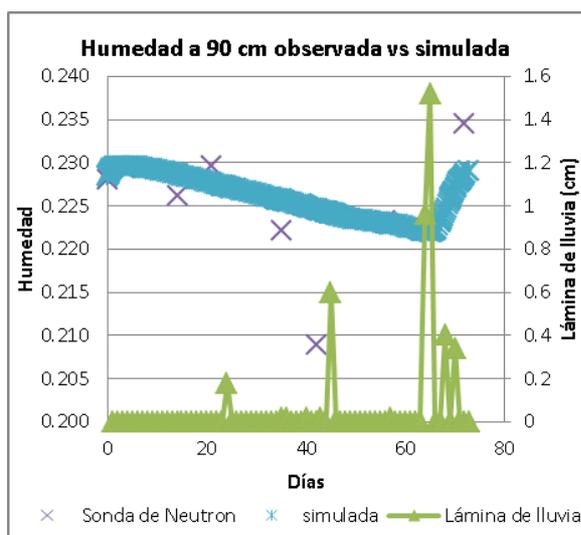
Algunas de las causas se debe a que sólo se dispuso de medidas experimentales del contenido de agua para realizar la calibración, mientras que si se dispone de mediciones de valores de contenido y potencial esto mejoraría los resultados de la calibración (Arbat, et al., 2005).



Figuras 1 y 2 Der. Simulación directa con los parámetros optimizados a 10 cm y lámina de lluvia para la sonda de neutrones. Izq. Simulación directa con los parámetros optimizados a 10 cm y lámina de lluvia para los datos del método gravimétrico.



Figuras 3 y 4 Simulación directa con los parámetros optimizados a 40 cm y lámina de lluvia para la sonda de neutrones. Simulación directa con los parámetros optimizados a 40 cm y lámina de lluvia para los datos del método gravimétrico



Figuras 5 y 6. Simulación directa con los parámetros optimizados a 90 cm y lámina de lluvia para la sonda de neutrones
 Simulación directa con los parámetros optimizados a 90 cm y lámina de lluvia para los datos del método gravimétrico

Para la obtención de los parámetros de la ecuación de transporte de la atrazina se plantearon dos escenarios para obtener los valores optimizados, uno de ellos fue tomando los parámetros del suelo obtenido a partir de la modelación inversa con los datos observados del sensor de neutrones y el segundo escenario es considerando los parámetros optimizados obtenidos del método gravimétrico. Tanto los datos de condición inicial, de borde y meteorológicos son modificados para las fechas del 21 de diciembre del 2010 al 25 de mayo del 2011, obteniéndose los siguientes resultados

Tabla 1. Valores obtenidos de la modelación inversa del escenario uno

Horizonte	Kd (L/Kg)	S.E. Coeff
A	0.41	0.0191
AC	0.61	0.0277

Tabla 2. Valores obtenidos de la modelación inversa del escenario dos

Horizonte	Kd (L/Kg)	S.E.Coeff
	0.1647	0.015
AC	0.2026	0.24

De la tabla 1 se observa que el valor del coeficiente de adsorción Kd del horizonte A y AC se encuentra dentro de los rangos publicados en la literatura, dentro de los valores de Kd estimados estos fueron los que mejor ajuste tuvieron con los datos obtenidos y están dentro los valores obtenidos de referencia 0,2-2 L kg-1 y son aproximados a los determinados para los suelos de Córdoba (Hang & Sereno, 2002.), aunque menores a los calculados mediante la ecuación de regresión propuesta por (Weber, et al., 2004.)(ecuación 4):

$$Kd = 4,1 + 0,43\% MO + 0,09\% \text{ Arcillas } (< 2 \mu\text{m}) - 0,81 \text{ pH (agua 1: 1)} \quad \text{Ec. 4}$$

Donde MO (Materia orgánica). La aplicabilidad de la ecuación fue verificada para los suelos de Córdoba con datos de 19 suelos cuyos Kd y propiedades habían sido previamente determinadas (Hang & Sereno, 2002.). Los valores de Kd según las características de cada horizonte se presentan Tabla 3.

Tabla 3. Valores de Kd obtenidos de la ecuación de Weber

Horizontes	Kd (L/Kg)
A	1.2109852
AC	-0.6709456
C	-1.370637

Los valores obtenidos en negativo son considerados como 0. De la Tabla 2 los coeficientes kd obtenidos para los horizontes estos se encuentran por debajo a los obtenidos por la calibración con parámetros de la sonda. Los valores obtenidos de dispersión longitudinal presentan un intervalo de error muy amplio lo cual lo hacen muy poco exactos para considerarlos. No obstante valor obtenido para el ajuste de cada uno de los datos observados vs los simulados estimados por medio del error medio cuadrático R2 es de 0.9278 y 0.8772 el cual representa un buen ajuste del modelo de neutrones a los datos observados pero para el modelo gravimétrico no es muy bueno. Algunas de las causas que pueden modificar este coeficiente es la afectación por el % de materia orgánica y el pH, causando que para mayores pH y menor contenido de materia orgánica el coeficiente de adsorción disminuya.

CONCLUSIONES

El movimiento del agua en el suelo es el principal mecanismo para la transferencia de contaminantes a las aguas superficiales y subterráneas (Leeds-Harrison, 1995). La física del agua en el suelo y el movimiento de solutos pueden utilizarse para determinar el comportamiento de estos materiales. El movimiento de solutos a través de la zona no saturada, vadosa, es particularmente importante en lo referente a la contaminación ambiental y agronómica (Costa, 1994). El transporte de solutos está afectado por procesos químicos y físicos de no-equilibrio. El no-equilibrio químico está dado por una cinética de adsorción ya que coexisten sitios de adsorción instantánea (equilibrio) y sitios de adsorción en función del tiempo (no-equilibrio) (Cameron & Klute, 1977).

La concentración de plaguicidas en diferentes matrices ambientales se estima en base a muestreos basados en métodos estadísticos. En general, debido a la gran variabilidad espacial de las concentraciones de los distintos plaguicidas en el medio, los valores obtenidos en un muestreo sólo son una aproximación a la realidad. Por lo tanto, el mayor o menor grado de certeza en la obtención de los datos colectados y su interpretación depende en gran medida de un adecuado muestreo, de la recolección de la muestra y de la preservación de éstas.

Con relación a la aplicación de herbicidas la pulverización debería ser realizada bajo el concepto de aplicación de plaguicidas, definido como “el empleo de todos los conocimientos científicos necesarios para que un determinado fitoterápico llegue al blanco en cantidad suficiente para cumplir su cometido sin provocar contaminación ni derivas (Massaro, 2008). Esta exigencia implica trabajar con un enfoque sistémico, que contemple el análisis y la interacción de múltiples

variables. Una interpretación integrada del proceso de aplicación de plaguicidas permite la adecuada preparación de los pulverizadores para realizar una tarea exitosa (Massaro, 2009).

Las gotas pequeñas producen muy buena cobertura y se adhieren bien a superficies que son difíciles de mojar, como las hojas cerosas de gramíneas, pero están expuestas a la deriva (arrastre) y se evaporan rápidamente, especialmente a baja humedad relativa. Las gotas mayores tienden a rebotar y desprenderse de superficies "difíciles de mojar", pero, en este caso la deriva y la evaporación son un problema menor. Las gotas menores de 100 μ m de diámetro caen con relativa lentitud y, por lo tanto, son arrastradas por el viento y pueden causar daños severos a los cultivos susceptibles adyacentes y a la vegetación no objeto de la aplicación. No existe un tamaño de gota ideal para controlar las malezas en el campo, ya que diferentes especies varían en las características de tamaño, hábitos, ángulo de la hoja, superficie foliar y en su posición en la copa. Para lograr una buena cobertura de estos objetivos diversos es mejor un amplio rango o espectro de tamaños de gómulas y la correcta selección de las boquillas de aspersión generalmente cumple este requisito (Markwell, et al., 2005).

De acuerdo con los resultados obtenidos, la simulación numérica resulta una herramienta válida para el estudio del movimiento del flujo y el transporte de sustancias contaminantes en la ZNS. En este sentido, el modelado ha permitido interpretar los resultados experimentales y establecer algunos comportamientos con respecto al flujo y el transporte de contaminantes por la columna de suelo simulada.

En atrazina se detectó un pico de concentración en todas las profundidades a los siete días después de la aplicación del herbicida al suelo Ilustración 9 112 Dado que no se registró ningún pico similar dentro de las modelaciones se puede considerar la mayor parte del flujo de agua que produjo el transporte de atrazina haya sido por los macroporos del suelo o presencia de trazas de los cultivos anteriores. Si bien (Bedmar, et al., 2004), trabajando en columnas con un suelo similar disturbado, encontraron que había un retardo superior a 4 volúmenes de poros en la aparición del pico de concentración, estos datos muestran que la presencia de macroporos puede incrementar las pérdidas de atrazina hacia el acuífero

Sin embargo, una limitada disponibilidad de datos obtenidos de estudios a campo representa la principal limitante para evaluar la validez de estos modelos, a fin de que puedan utilizarse con confianza para los propósitos para los que fueron creados.

A fin de minimizar el daño ambiental que produce la aplicación de los herbicidas su aplicación debe realizarse teniendo en cuenta, estrictamente, las condiciones de las plantas, el suelo y el ambiente, así como las dosis y los procedimientos de uso adecuados no siendo esto suficiente.

Finalmente y en relación a los mismos es importante destacar que en Argentina no existen valores de referencia sobre las concentraciones de pesticidas ni las profundidades que implica la contaminación del suelo, ni en los metabolitos o productos químicos o microbianos degradación.

BIBLIOGRAFÍA

- Ashton; F. M. y CRAF; S. A., 1981. *Mode of action of herbicides*. 2scnd edition. John Wiley & Sons. pp: 328-329.
- Arbat, G., Puig, J., Barragán, J., Bonany, J., & Ramírez de Cartagena, F. (2005). *Modelación directa e inversa de la dinámica del agua en una plantación de manzanos regada por microaspersión*.
- Bandaranayake, W. M., Parsons, L. R., Borhan, M. S., & Holeyton, J. D. (2007). *Performance of a capacitance-type soil water probe in a well drained sandy soil*. Soil Sci. Soc. Am. J. , 71, 993-1002.

- Barriuso, E.** (2000). *Contaminaciones con plaguicidas utilizados en la agricultura*. XVII Congreso argentino de la Ciencia del suelo .
- Barriuso E. y Koskinen W.C.**, 1996. *Incorporating nonextractable atrazine residues into soil size fractions as a function of time*. Soil Sci. Soc. Am. J 60:150-157.
- Bedmar, F., Costa, J. L., Suero, E., & Jiménez, D.** (2004). *Transport of atrazine and metribuzin in three soils of the humid pampas of Argentina*. Weed Technology , 18, 1-8.
- Blonquist, J. M., Jones, S. B., & Robinson, D. A.** (2005). Standardizing characterization of electromagnetic water content sensors: Part 2. Vadose Zone J , 4 (2), 1059-1069.
- Bogena, H. R., Huisman, J. A., Oberdorster, C., & Vereecken, H.** (2007). *Evaluation of a low-cost soil water content sensor for wireless network applications*. J. Hydrol , 344, 32-42.
- Bollag, J. M.; Myers, C.; Minard, R., 1992.** *Biological and chemical interactions of pesticides with soil organic matter*. *The Science of the Total Environment*, 123/124:205-217.
- CASAFE.** (2012). Herbicidas. Recuperado el 31 de 10 de 2012, de <http://www.casafe.org.ar/pdf/Herbicidas.pdf>
- Chapman, D. (1992)**. *Water Quality Assessments*. London: Chapman & Hall Ltd.
- Dehghani, M.; Nessari, S.; Amind, S. A.; Zamanian, Z.,** 2010 *Asesment of Atrazine distribution in shiraz soil, south of Iran*. Department of Environmental Health Engineering, Shiraz. University of Medical Sciences, Shiraz, Fars, Iran.
- Díaz T, M. V.** (2007). *Estudios del sistema suelo-surfactante plaguicida en los procesos de adsorción y desorción de atrazina, MBT y clorpirifos*. Santiago de Chile: Universidad de Chile, facultad de ciencias químicas y farmaceuticas.
- Doll, J.** (1982). *Los herbicidas: modo de actuar y sintomas de toxicidad*. Cali, Colombia: Centro internacional de agricultura tropical (CIAT).
- García P., M.** (2008). *Manejo del riego: uso de instrumentos de medición de agua del suelo y del estado hídrico de los cultivos, presentación de casos de estudio incluso en riego deficitario . Jornadas sobre "Ambiente y Riegos: Modernización y Ambientalidad"* , 6-8.
- Goss, D.** (1992). *Screening procedure for soils and pesticides for potential water quality impacts*. Weed Technology , 6, 701-708.
- Hang, S.** 2002. *Adsorción y Degradación de Atrazina en Suelos de Superficie y Subsuelo de la Provincia de Córdoba, Argentina*. Tesis Doctoral, 150 pp. FCA-Universidad Nacional de Córdoba, 2002.
- Hornsby, A.** (1992). *Site-specific pesticide recommendations : the final step in environmental impact prevention*. Weed Technology , 6, 736-742.
- Jones, S. B., Blonquist, J. M., Robinson, D. A., Rasmussen, V. P., & Or, D.** (2005.). *Standardizing characterization of electromagnetic water content part I . Methodology*, Vadose Zone Journal , 4, 1048-1058.
- Kizito, F., Campbell, C. S., Cobos, D. R., Teare, B. L., Carter, B., & Hopmans, J. W.** (2008). *Frequency, electrical conductivity and temperature analysis of a low-cost capacitance soil moisture sensor*. J. of Hydrology , 352, 367-378.
- Linares, J.** (2012). *Aplicación de un Modelo Unidimensional para Flujo en Suelos Saturados y no Saturados y Transporte de Herbicidas. Aplicación en Zona Centro de la Provincia de Córdoba*. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Córdoba.
- Markwell, J., Namuth, D., & Hernández, I.** (2005). *Library of Crop Technology Lessons Modules*. Recuperado el 26 de 10 de 2012, de http://plantandsoil.unl.edu/croptechnology2005/weed_science/?what=topicsD&info
- Massaro, R.** (2008). *Aplicación de plaguicidas con pulverización terrestre en trigo: condiciones operativas y aportes del desarrollo de la maquinaria*. INTA EEA Oliveros. Revista PMP Trigo , 37, 70-75.
- Massaro, R.** (2009). *Criterios para la aplicación de herbicidas en barbechos químicos*. CREA Siembra directa , 71-78.
- Nakagawa, L. E., Luchini, L. C.; Musumeci, M. R., De Andea, M. M.;** 1995. *Comportamiento da atrazina em solos brasileiros emcondicoes de laboratorio*. Pesq. Agrop. Bras. 30: 471-476.
- Reyna, S., Reyna, T., Murialdo, R., Pesci, H., Lábaque, M., Durand, E., y otros.** (2011). *Vulnerabilidad de suelos de producción agrícola con aplicaciones de agroquímicos*. VII Congreso Argentino de Hidrogeología. Salta .
- Rico, J. B.** (2005). *Fundamentos de la mecánica de suelos* (Noriega ed.). México: Limusa.
- Robinson, D. A., Jones, S. B., Wraith, J. A., D. O., & Firedmena, S. P.** (2003). *A review of advances in dielectric and previous termelectrical conductivity measurements in soils using time domain reflectrometry*. Vadose Zone J. 2 , 444-475.
- Romera, M.** (02 de octubre de 2010). *Agricultura Ecologica*. Recuperado el 05 de Octubre de 2011, de <http://www.infoagro.com>: http://www.infoagro.com/agricultura_ecologica/agricultura_ecologica2.htm
- Sakaki, T., Limsuwat, A., Smits, K. M., & Illangasekare, T. H.** (2008.). *Empirical two-point a-mixing model for calibrating the ECH2O EC-5 soil moisture sensor in sands*. Water Resour. , 44.
- Simunek, J., Vogel, T., & van Genuchten, M. T.** (1994). *The SWMS-2D Code for Simulating Water Flow and Solute Transport in Two Dimensional Variably Saturated Media*. U.S. Salinity Laboratory, Riverside, California. U.S.A. , 132.

- Sorenson, B. A., Koskinen, W. C.; Buhler, D. D.; Wyse, D. L.; Lueschen, W. E.; Jorgenson, M. D.,** 1994. *Formation and movement of ¹⁴C atrazine degradation products in a clay loam soil in the field.* Weed Science 42: 618-624.
- Van Genuchten, M.** (1987). *A numerical model for water and solute movement in and below the root zone.* U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California. , 121,.
- Vereecken, H., Huisman, J. A., Bogaen, H., Vanderborght, J., Vrugt, J. A., & Hopmans, J. W.** (2008.). *On the value of soil moisture measurements in vadose zone hydrology: a review.* Water Resour Res. , 06, 44.
- Walker, S. R., Blacklow, W.;** 1994. *Adsorption and degradation of triazine herbicides in soils used for Lupin Production in Western Australia: Laboratory Studies and a simulation model.* Aust. J. Res. 33: 1189-1205.
- www.decagon.com