

ESTIMACIÓN DE LOS RIESGOS DE LIXIVIACIÓN DE NITRATOS EN SUELOS AGRÍCOLAS: ¿ENFOQUE NUMÉRICO O FUNCIONAL?

R. Poch¹, J.C. Mailhol², L. Candela³ y F. Ramírez de Cartagena¹

¹ Departamento de Ingeniería Química, Agraria y Tecnología Agroalimentaria. Escuela Politécnica Superior-I. Universidad de Girona. Avda. Lluís Santaló, s/n. 17071. Girona; ricard.poch@udg.es

² UR-Irrigation. Cemagref. Rue J.-F. Breton, s/n. BP 5095. 34033. Montpellier (Francia).

³ Departamento de Ingeniería del Terreno, Cartográfica y Geofísica. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de Barcelona. Universidad Politécnica de Cataluña. C/ Jordi Girona, 1-3. 08034. Barcelona.

RESUMEN. La reducción del efecto contaminante de los nitratos procedentes de fuentes agrícolas se está persiguiendo en muchas zonas agrícolas del mundo. El uso de los modelos de simulación puede ser una manera de hacer frente a esta problemática. En la actualidad existen gran variedad de modelos capaces de ayudar en la interpretación de los procesos de transferencia de agua y solutos en agricultura. El objetivo principal de este trabajo es la comparación de dos modelos, con distinto enfoque para resolver el flujo de agua y nitratos en el suelo, en relación a la estimación de los riesgos de lixiviación de nitratos en un medio unidimensional. STICS es el código funcional, mientras que HYDRUS-1D es elegido por su enfoque numérico. Para alcanzar este objetivo, se simulan los escenarios de 5 tratamientos experimentales (con 3 repeticiones cada uno) con cultivo de maíz y diferentes dosis y tipos de fertilizante nitrogenado. Los ensayos se llevaron a cabo en el área agrícola del Baix Empordà (noreste de España) durante la primavera del año 2004. Los resultados muestran en general la buena correlación ($0,39 < R^2 < 0,98$) entre las simulaciones de STICS e HYDRUS-1D. De todas maneras, HYDRUS-1D estima cantidades de nitrógeno lixiviado mayores que STICS aunque este último predice mejor los riesgos de lixiviación calculados experimentalmente. En vista de los resultados obtenidos y de su análisis, se establece un primer paso para la determinación del grado de implicación de la geometría del surco y el enfoque conceptual del código STICS en la estimación de los riesgos de lixiviación de nitratos durante los eventos de riego superficial por surcos.

ABSTRACT. The environmental problem of nitrate contamination from agricultural sources exists in many rural regions around the world. The use of simulation models could be a way to evaluate the risks of agricultural practices on nitrate leaching. Nowadays, there is a wide variety of models capable of simulating water and solute movement in agricultural soils. The main objective of this work is to compare two models, with different approaches for solving the 1D water flux and nitrate transport in soil, in relation to their ability to estimate the risks of nitrate leaching. The first code is STICS (functional approach),

whereas the other code is HYDRUS-1D (numerical approach). In order to reach this objective, 5 experimental treatments (with 3 replicates for each one) on maize crop, with different doses and type of nitrogen fertilizers, were carried out in Baix Empordà (northeast of Spain) agricultural region during spring of 2004. Results show a good correlation ($0,39 < R^2 < 0,98$) between simulation results of STICS and HYDRUS-1D. However, HYDRUS-1D predicts amounts of nitrates leached greater than STICS although STICS predicts better the lixiviation risks calculated from field data. Considering the results obtained, we establish a first step for setting the involvement of furrow geometry and model approach of STICS on the prediction of nitrate lixiviation during furrow surface irrigation events.

1. Introducción

Durante los últimos tres decenios el problema asociado a la presencia de nitrógeno en suelos y aguas ha pasado de ser un problema a escala local a un problema de nivel regional o continental (Heathwaite et al. 1993). Prueba de ello es la aparición de la Directiva 91/676/CEE que obliga a los estados miembros a definir un Código de Buenas Prácticas Agrícolas (CBPA) con el objetivo de reducir la contaminación de las aguas por nitratos. En este sentido, Schnebelen et al. (2004) muestran que con el seguimiento del CBPA en una región agrícola del centro de Francia, se puede llegar a reducir hasta un 35% la concentración de nitrato en el agua de drenaje. Sin embargo, los mismos autores apuntan que la cantidad de nitrógeno lixiviada es, aún, demasiado alta. Meynard et al. (2002) en su momento ya comentaron que con imposiciones (legales) no se garantiza una agricultura *limpia*. Para la protección del medio ambiente es preciso ajustar, si cabe a nivel de parcela, las prácticas agrícolas al tipo de suelo, clima y sistema de cultivo.

Para este efecto, actualmente existen los sistemas de ayuda a la decisión basados en modelos de simulación de cultivos (Jame y Cutforth, 1996; Houlès et al. 2004) o

modelos de respuesta al nitrógeno (Cerrato y Blackmer, 1990; Makowski et al. 1999, 2001; Makowski y Wallach, 2001). Estas herramientas permiten reducir el impacto ambiental de las prácticas agrícolas manteniendo el margen económico de las explotaciones.

Los modelos de cultivos permiten simular a nivel local las interacciones del sistema suelo-planta-atmósfera (Brisson et al. 1998; Stöckle et al. 2003). Mediante su uso se permite conocer, entre otros parámetros, la producción del cultivo y sus riesgos de contaminación ambiental por nitratos. No siempre los riesgos de contaminación ambiental por nitratos van ligados a la etapa de desarrollo del cultivo (Justes et al. 2001). En España, especialmente en el periodo intercultivo, el monocultivo de maíz lleva asociado un alto riesgo de contaminación por nitratos (Moreno et al. 1996).

El presente trabajo se centra en el efecto que las lluvias de otoño a primavera producen en el drenaje y, con él, en la lixiviación de nitratos hacia capas profundas del suelo. La determinación de la cantidad de nitrógeno lixiviado en un suelo agrícola es compleja puesto que precisa conocer la cantidad de agua de drenaje (balance de agua) y su concentración media en nitrato (balance de nitrógeno). Para ello se puede recurrir a métodos de medida en campo o a modelos de simulación una vez han sido calibrados y verificados para las condiciones específicas de la zona donde se aplican (Ramos y Kücke, 1999). Frente a los métodos de medida en campo, el uso de modelos de simulación de los procesos de transferencia de agua y solutos en el suelo permiten estimar, de forma relativamente más rápida, los riesgos de contaminación por nitratos en un suelo agrícola.

Actualmente, existe una gran variedad de códigos de simulación del flujo y transporte de solutos. Según el modelo conceptual de los procesos que simulan, estos códigos se pueden clasificar en dos grandes grupos: los códigos con enfoque funcional y los códigos con enfoque numérico.

Los códigos con enfoque funcional como STICS (Brisson et al. 1998), CropSyst (Stöckle et al. 2003) o GLEAMS (Leonard et al. 1987) dividen el suelo en capas que se caracterizan por su volumen de agua máximo almacenable (definido a partir del contenido de agua a capacidad de campo) y su concentración de soluto. El flujo de agua y el transporte de los solutos, homogéneamente mezclados con el agua, se realiza de una capa a la siguiente (más profunda) cuando se supera el contenido de agua almacenable en esa capa. Este tipo de modelos reciben, también, el nombre de modelos de cascada o capacitivos.

Por otro lado se clasifican los códigos con enfoque numérico como HYDRUS (Simunek et al. 1998) que soluciona el flujo de agua y el transporte de solutos mediante la resolución numérica de la ecuación de Richards y la ecuación de advección-dispersión respectivamente.

En la práctica la utilización de un tipo de modelo u otro depende, entre otros factores, del tipo de datos disponibles, las salidas deseadas y la complejidad de los procesos a simular. Así por ejemplo, Mailhol et al. (2001) utilizan el código STICS para simular el balance de agua y nitrógeno en un cultivo de maíz. Concluyen que STICS es apto para

la simulación del transporte de nitratos en un medio de infiltración unidimensional (riego por aspersión). En el caso de un medio de infiltración bidimensional (caso del riego por surcos) estos autores proponen el uso del código numérico bidimensional HYDRUS-2D (Simunek et al. 1999) para reflejar la acumulación del ión nitrato sobre la cresta de los surcos. A diferencia de STICS, el código HYDRUS-2D no puede ser utilizado para simular el efecto de las prácticas culturales y su efecto sobre el rendimiento del cultivo durante toda una campaña. Así pues Mailhol et al. (2001) justifican el uso de HYDRUS-2D para corregir el error conceptual en que incurre STICS: simular la lixiviación 1D en vez de 2D. Sin embargo, la diferencia observada entre ambos códigos puede ser atribuida tanto al efecto bidimensional de la infiltración y transporte de nitratos como al enfoque (funcional o numérico) de estos códigos.

El planteamiento del presente trabajo tiene como principal objetivo cuantificar en igualdad de condiciones (medio unidimensional) las diferencias en la estimación del riesgo de lixiviación de nitratos mediante dos tipos de enfoque a la solución del transporte de agua y solutos en el suelo. Para ello se comparan los balances de agua y de nitrógeno calculados con el código STICS (enfoque funcional) y el código HYDRUS-1D (enfoque numérico). De forma complementaria, se ha pensado para un futuro estudio, en la cuantificación del efecto 1D y 2D en los balances de agua y nitrógeno mediante la aplicación de los códigos HYDRUS en las mismas condiciones experimentales.

2. Material y métodos

2.1. Marco experimental

El trabajo de campo se ha llevado a cabo en la Estación Experimental Agrícola Mas Badia, situada en la comarca del Baix Empordà, provincia de Girona. El suelo del área de estudio es de tipo Xerofluvent oxiáquic (SSS, 1998) con la capa freática entre 5 y 6 m de profundidad.

En el marco de un ensayo de mayor envergadura para el estudio de la interacción del nitrógeno y el riego en un sistema agrícola de maíz, se sembró el 19/03 la variedad *Eleonora* para la campaña del año 2004. Se diseñó un experimento con 5 tratamientos, de tres repeticiones cada uno, fruto de la interacción de dos dosis de nitrógeno (210 kg N/ha (N1) y 500 Kg N/ha (N2)), dos tipos de fertilizante aplicado (convencional (T1) y de liberación lenta (T2)) y el tratamiento control: sin fertilización nitrogenada (N0) (Tabla 1). El fertilizante nitrogenado convencional se aplicó de fondo (sulfato amónico 21%) y de cobertera (nitrato amónico 33,5%), mientras que el fertilizante de liberación lenta (ENTEK 26[®]) se aportó sólo en una aplicación de fondo.

El proceso de toma de datos consistió, por un lado, en una caracterización físico-química de las propiedades del suelo en cada una de las repeticiones de los tratamientos de los ensayos (Tabla 2). Los contenidos de agua a saturación (0 kPa) se obtuvieron mediante las funciones de

edafotransferencia del software ROSETTA (Schaap et al. 2001); los contenidos de agua a capacidad de campo (-33 kPa) se determinaron por gravimetría con muestras obtenidas 48 horas después de un periodo continuado de lluvias (04/03); los contenidos de agua a punto de marchitez permanente (-1500 kPa) se determinaron en días anteriores a los eventos de riego cuando el suelo estuvo más seco. Se dispuso, también, de los datos climáticos de una estación meteorológica automatizada situada a 250 m de la parcela de ensayo.

Tabla 1. Momento de aplicación y dosis de nitrógeno aportadas el año 2004 en cada tratamiento experimental.

Tratamiento	Dosis (kg N/ha) y momento de aplicación	
	Fondo (16/03)	Cobertera (31/05)
N0	0	0
N1T1	70	140
N1T2	210	0
N2T1	70	430
N2T2	500	0

Tabla 2. Principales propiedades físico-químicas del suelo. Valores medios, mínimos y máximos de las repeticiones de la parcela experimental para los primeros 1,2 m de profundidad. * Valores de los primeros 0,4 m del suelo. *Contenidos inapreciables en el resto del perfil.*

Propiedad	Media	Mínimo	Máximo	
Clase textural (%)	Arcilla	14,2	2,7	26,4
	Limo fino	31,5	5,0	52,9
	Limo grueso	29,9	5,0	49,8
Densidad aparente (Mg/m ³)	Arena	24,4	1,1	75,9
		1,45	1,25	1,50
CaCO ₃ eq (%) *	20,5	-	-	
pH	8,4	8,2	8,6	
Materia orgánica (%) *	2,2	-	-	
θ_{vol} 0 kPa	0,44	0,39	0,47	
θ_{vol} -33 kPa	0,32	0,23	0,36	
θ_{vol} -1500 kPa	0,11	0,06	0,16	

Para la determinación del contenido de agua del suelo (CAS) y del contenido de N-NO₃⁻ del suelo (CNS) se tomaron muestras de los horizontes del suelo cada 0,3 m hasta 1,2 m. Se muestreó el centro de cada repetición experimental los días 11/02, 16/03, 18/05 y 18/06. La toma de muestras de suelo consistió en la extracción y homogeneización en un capacho de todo el volumen de suelo extraído con una barrena manual de cada horizonte. Se introdujeron unos 300 g del suelo extraído de cada horizonte en dos bolsas de plástico correctamente identificadas. El suelo de una de las bolsas se destinó para la determinación de su contenido de agua por gravimetría en el laboratorio de la estación experimental donde se realizaron los ensayos; la otra bolsa se almacenó en una cámara frigorífica (con temperaturas entre 0 y 4 °C) para que, en menos de una semana, se procediera a realizar las extracciones de nitrógeno. Las extracciones de nitrógeno se realizaron mezclando, y agitando durante 1 hora, entre 10 y 13 g de suelo húmedo con 100 ml de solución 0,5 M de cloruro potásico (KCl). Se filtraron los extractos y se almacenaron congelados y correctamente identificados hasta el momento de su determinación. El análisis de los extractos de nitrógeno se realizó espectrofotometría de absorción molecular.

Se estudia el periodo comprendido entre el final del invierno (11/02) hasta unos días antes de empezar los riegos en el maíz (18/06). Para determinar el nitrógeno lixiviado durante el periodo de primavera 2004 se simulan los escenarios experimentales observados con los códigos STICS e HYDRUS-1D. Se simulan independientemente las 15 repeticiones de los tratamientos debido a la alta variabilidad observada en las características físicas de la parcela de ensayo (Tabla 2).

2.2. El código STICS

STICS es un modelo de simulación de cultivos desarrollado mayoritariamente por investigadores del INRA (Francia). Se utiliza la versión 4 del modelo sobre la cual se ha publicado información sobre: (i) sus bases teóricas y calibración (Brisson et al. 1998), (ii) ejemplos de validación en maíz en escenarios de Francia (Brisson et al. 2002) y (iii) un análisis de sensibilidad de sus parámetros internos (Ruguet et al. 2002). Además existe una presentación de su última versión 5.0 (Brisson et al. 2003).

STICS calcula, de forma diaria, el valor de variables agronómicas (índice de área foliar, biomasa, rendimiento y consumo de agua y nitrógeno) junto con variables ambientales (CAS, CNS, drenaje y lixiviado de nitrógeno en la base del perfil del suelo). Para su ejecución se requieren datos relativos al tipo de cultivo y su manejo, características del suelo (CAS y CNS iniciales) y datos climáticos. Para la ejecución del modelo se utilizan los parámetros de calibración de la variedad *Eleonora* de Poch et al. (2005).

El balance de agua se calcula a partir de las variables lluvia y evapotranspiración de referencia. Internamente se calcula la evaporación y la transpiración potencial y real en función de los niveles de estrés (hídrico y/o de nitrógeno) del cultivo. Por otro lado, para calcular el balance de nitrógeno, STICS tiene en cuenta las interacciones entre el movimiento del nitrógeno presente en los horizontes del suelo y las entradas (aplicaciones de nitrógeno o mineralización) y salidas (extracciones del cultivo).

El transporte de nitratos incorpora los fenómenos de difusión y de advección. La difusión se define a partir del coeficiente DIFN con un valor, por defecto en la versión 4, de 0,018 cm²/día. La advección es proporcional a la transpiración y a la concentración de nitrógeno de las capas de 1 cm en que se discretiza el dominio.

2.3. El código HYDRUS-1D

HYDRUS-1D (Simunek et al. 1998) es un código que permite simular el movimiento de agua, calor y solutos en un medio unidimensional bajo diferentes regímenes de saturación del suelo. Resuelve numéricamente la ecuación de Richards para el flujo de agua e incorpora un término para contabilizar las extracciones de agua por parte de las raíces del cultivo. El transporte de solutos se resuelve mediante la ecuación advectiva-dispersiva de la fase líquida del suelo. Las ecuaciones de flujo y transporte de solutos se resuelven por el método de elementos finitos de Galerkin;

el esquema temporal mediante la aproximación de Crank-Nicholson.

Para la resolución del flujo de agua en los escenarios de simulación se ha definido la curva característica de humedad de van Genuchten (1980). Los parámetros de la curva (θ_r , θ_s , α , n ($m = 1-1/n$) y K_s) se han calculado a partir de las clases texturales mediante las funciones de edafotransferencia del software ROSETTA (Schaap et al. 2001). El transporte de solutos en el suelo se simula bajo la consideración que el nitrato no sufre fenómenos de adsorción en el suelo. Se resuelve según formulan Simunek et al. (1998) y, para ello, se toma el valor del coeficiente de difusión molecular (D_w) igual a 37,2 cm/día (Beven et al. 1993) y el valor de la dispersividad longitudinal (D_L) igual a 1,55 cm (Mailhol et al. 2001).

Las condiciones de contorno para el flujo de agua permiten entradas (precipitación) y salidas (evaporación) en la superficie, mientras que, en profundidad (a 1,4 m) existe drenaje libre hacia capas más profundas. En relación al transporte de solutos, las condiciones de contorno del límite inferior permiten la lixiviación de nitratos mientras que, en el límite superior, no se admiten entradas; excepto para el caso de las aportaciones de fertilizante nitrogenado cuando se considera una distribución uniforme de la dosis en los primeros 0,3 m del suelo.

Las condiciones iniciales del modelo se definen con el contenido de agua y de nitratos en el perfil del suelo el día 11/02. Los datos de evaporación del suelo y transpiración real del cultivo en cada uno de los 15 escenarios de simulación se toman de las simulaciones con el código STICS. HYDRUS-1D no es capaz de simular ni las extracciones de nitrógeno del cultivo (ENC) ni la mineralización del nitrógeno del suelo.

2.4. Estimación del nitrógeno lixiviado

El nitrógeno lixiviado (Nlix) por debajo de los 1,2 m del suelo se calculó con los datos de CNS mediante un balance de masa (ec. 1) realizado entre 11/02 y 18/06. Se consideró la lixiviación como el componente que cuadrara el balance.

$$\Delta\text{CNS} = \text{Nfert} + \text{Nmin} - \text{ENC} - \text{Nlix} \quad (1)$$

en que ΔCNS es la variación del CNS entre las fechas 11/02 y 18/06; Nfert es la cantidad de nitrógeno mineral aplicada como fertilizante; Nmin es la cantidad de nitrógeno mineralizado del suelo; ENC son las extracciones de nitrógeno del cultivo calculadas según el procedimiento descrito por Dobermann y Walters (2003) y, finalmente, Nlix es la cantidad de nitrógeno perdida en el sistema por lixiviación. Todos los componentes se expresan en kg N/ha.

2.5. Índices estadísticos

Se utilizan algunos índices estadísticos para cuantificar de forma objetiva el ajuste de los modelos según si se pretende comprobar la correspondencia entre los valores simulados de STICS e HYDRUS-1D o estimar el grado de predicción de datos observados con los códigos evaluados. En el primer caso se utiliza el coeficiente de correlación

(R^2) y el error medio (MBE) (Willmott, 1982). En el segundo caso se utilizan los índices mínimos recomendados por Legates y McCabe (1999): los estadísticos descriptivos media y desviación estándar, el error medio absoluto (MAE) y el coeficiente de eficiencia modificado (EF').

3. Resultados y discusión

3.1. Justificación del periodo de simulación

El periodo de simulación elegido es del 11/02 al 18/06 del año 2004 (Fig. 1) puesto que, entre estas fechas, se acumularon un total de 420 mm de lluvia -un 60% de la media anual- en 90 días (Fig. 2). Además, fue el periodo de implantación del maíz y se realizaron aplicaciones de fertilizante mineral nitrogenado, hecho que incrementa el riesgo de lixiviación de nitratos. Dado que se pretende comparar dos modelos con enfoque distinto en los procesos de transferencia de agua y solutos en el suelo en un medio unidimensional, el periodo seleccionado ofrece esta posibilidad ya que, hasta 3 días después de la aplicación del fertilizante de cobertera, no se realizaron los surcos en el suelo.

Para tener en cuenta los riesgos de lixiviación en un medio unidimensional se podría haber establecido el periodo de estudio entre el 11/02 y el 18/05 (Fig. 1). De esta manera no cabría tener en cuenta varios aspectos que añaden incertidumbres en la estimación de los riesgos de lixiviación de nitratos. En primero de estos aspectos es el hecho de simular escenarios unidimensionales durante los últimos 15 días cuando el medio es bidimensional (surcos ya formados). La ondulación del terreno para la formación del surco incrementa la superficie de suelo expuesta a las pérdidas de agua por evaporación. Así, en la Fig. 1, donde se aprecia el comportamiento representativo de los CAS de los tratamientos simulados, se observa como los CAS medidos en fecha 18/06 (día juliano 170) son menores que los valores simulados. El porcentaje medio de reducción del CAS observado en esa fecha respecto a los valores simulados es del 6% (18 mm). De todas maneras, respecto al transporte de nitratos, el efecto 2D del medio no afecta a los contenidos ni al transporte de nitratos en el suelo puesto que no se produce ninguna lluvia importante durante estos días (Fig. 2). El segundo de los aspectos importantes a tener en cuenta es que entre las fechas 18/05 y 18/06, justo después del periodo de lixiviación, se producen mayoritariamente las ENC (Fig. 2). Mediante el modelo HYDRUS-1D no es posible tener en cuenta estas extracciones (ni la mineralización) y esto añade dificultad en la interpretación de los balances de nitrógeno de los modelos en fecha 18/06. Sin embargo, con el propósito de poder comparar los resultados de las simulaciones con ambos modelos, se realizan los balances de nitrógeno del código HYDRUS-1D tomando las ENC y el nitrógeno mineralizado simulado con el código STICS en cada escenario experimental.

No obstante, pese a los aspectos de suelo y de cultivo descritos en el párrafo anterior que dificultan la comparación de los modelos evaluados entre el 11/02 y el

18/06, se elige este periodo ya que en fecha 18/05 el CAS simulado con HYDRUS-1D es, de media, un 10,3% (40 mm) superior al CAS simulado por STICS (Fig. 1). Esta diferencia se explica a partir del hecho que la última lluvia importante se produce el día juliano 134 (13/05). El enfoque funcional de STICS no permite que el CAS supere su capacidad definida por el contenido de agua a capacidad de campo del perfil mientras que el enfoque numérico de HYDRUS-1D si admite esta situación. Esta diferencia en el enfoque en el flujo de agua de ambos modelos se observa en todos los escenarios simulados y hace que, justo después de una lluvia importante, no sea comparable el balance hídrico entre ambos modelos. Por esta razón se elige el día 18/06 como el final del periodo de simulación. De esta manera el mes de margen respecto la fecha 18/05 permite drenar todo el exceso de agua del perfil del suelo con ambos modelos y, así, poder comparar sus estimaciones de las cantidades de nitrógeno lixiviado.

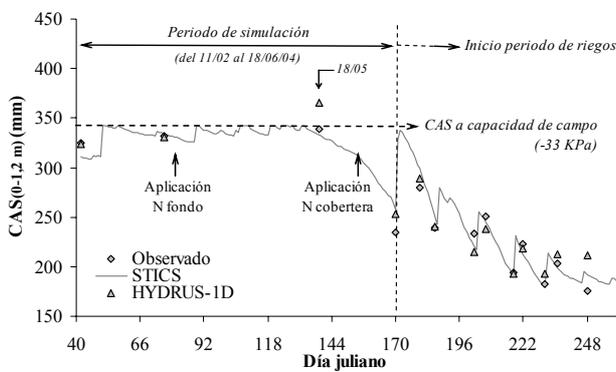


Fig. 1. Contenido de agua al suelo (CAS) en los primeros 1,2 m de profundidad del suelo del tratamiento N2T2 repetición 2 del ensayo. Valores observados y simulados con STICS e HYDRUS-1D durante toda la campaña del maíz del año 2004.

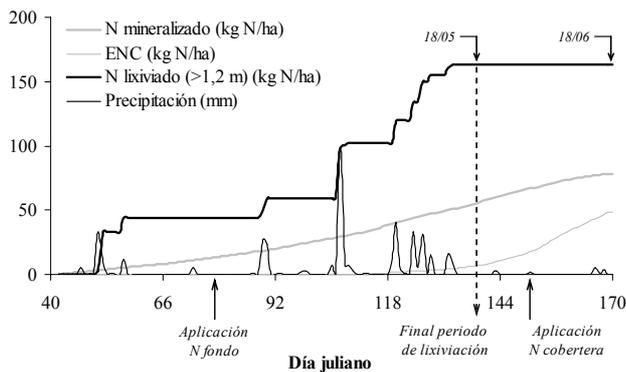


Fig. 2. Contenidos de nitrógeno mineralizado, extracciones de nitrógeno del cultivo (ENC), nitrógeno lixiviado y precipitación caída en los 1,2 m de perfil superficial del suelo. Valores simulados con el código STICS en el tratamiento experimental N2T1 repetición 2 del ensayo.

3.2. Balances de agua y de nitrógeno

Los contenidos finales de agua y de nitrógeno, al final del periodo de simulación (18/06), en los primeros 1,2 m de

suelo de los 15 escenarios experimentales se muestran en la Fig. 3.

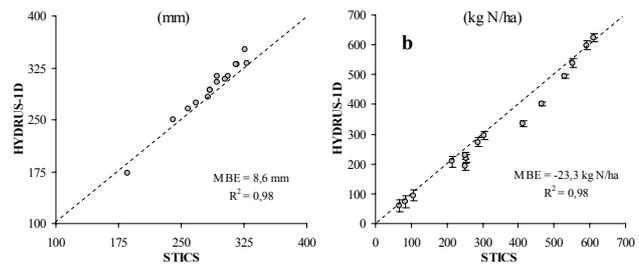


Fig. 3. Correlación de los valores simulados finales (18/06) de CAS (a) y de CNS (b) con los códigos STICS e HYDRUS-1D de los primeros 1,2 m del perfil del suelo.

En general, se observa una clara relación proporcional en todo el rango de valores simulados para los casos de CAS y de CNS ($R^2 = 0,98$). Para el caso del CAS (Fig. 3a), HYDRUS-1D tiende a sobreestimar esta variable respecto al código STICS (MBE = 8,6 mm). El valor promedio de CAS simulado con HYDRUS-1D en los 15 escenarios es de 294 mm, mientras que en el caso de STICS es de 286 mm. El comportamiento contrario se obtiene para el CNS (Fig. 3b): HYDRUS-1D infraestima el CNS al final del periodo de simulación respecto al código STICS (MBE = -23,3 kg N/ha). El valor medio de CNS simulados por HYDRUS-1D es de 309 kg N/ha, mientras que STICS, en fecha 18/06, simula un CNS medio de 332 kg N/ha. Las barras representadas en los valores de CNS simulados por HYDRUS-1D muestran el rango de variación posible en esta variable para este código. La diferencia simulada entre las ENC (salidas) y el nitrógeno mineralizado (entradas) del sistema indican que este incrementa su contenido en nitrógeno (Fig. 2) en 28 kg N/ha de media al final del periodo de simulación. Así pues, HYDRUS-1D simula el CNS sin tener en cuenta esta entrada neta de nitrógeno en su sistema (valor inferior de las barras). En caso de que tuviera en cuenta estas entradas, y considerara que no se perdieran como lixiviado, su valor máximo de CNS sería el indicado por la barra superior de la Fig. 3b.

Otro aspecto importante en el análisis de los balances de agua y de nitrógeno que calculan los dos modelos analizados es la evolución de sus contenidos durante el periodo simulado. Ya se ha comentado en el apartado anterior (3.1) como el distinto enfoque de los códigos STICS e HYDRUS-1D para la resolución del movimiento de agua en el suelo tiene efectos sobre el CAS después de un periodo de alta precipitación (p.e. en el día 139). Es preciso apuntar que estas diferencias repercuten también en el CNS. La Fig. 4 muestra la evolución del CNS entre las fechas 11/02 y 18/06. Se observa como el día juliano 139 (18/05) el CNS simulado con ambos códigos es prácticamente el mismo. Sin embargo, el modelo numérico HYDRUS-1D tiene un CAS superior en esa fecha (Fig. 1) cosa que provoca, en días posteriores, que se continúe produciendo drenaje en sus escenarios simulados. Este efecto se refleja en la Fig. 4 donde se observa el descenso paulatino del CNS simulado con HYDRUS-1D a partir del

día juliano 139. En cambio, las variaciones en el CNS simuladas con STICS en un periodo sin drenaje (Fig. 2, a partir del 18/05) se atribuyen a la diferencia entre el nitrógeno mineralizado por el suelo y las ENC que este modelo es capaz de simular. Puesto que estas entradas (nitrógeno mineralizado) y salidas (ENC) de nitrógeno al sistema no es posible simularlas con HYDRUS-1D, se representa (línea discontinua) el CNS hipotético que simularía este modelo en el caso que tuviera en cuenta estas variaciones y considerara que esta diferencia no se lixiviará.

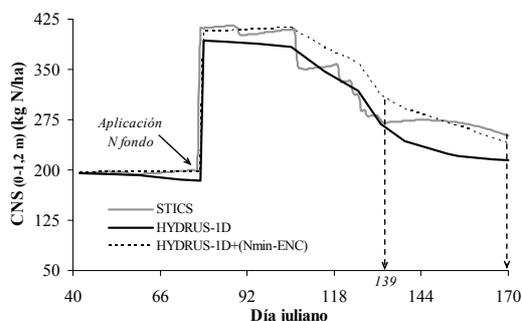


Fig. 4. Evolución de los CNS simulados con STICS, HYDRUS-1D e HYDRUS-1D más la diferencia entre el nitrógeno mineralizado (Nmin) y las extracciones de nitrógeno del cultivo (ENC) simulados por STICS. Valores del tratamiento NIT2 repetición 3 del ensayo.

Bajo estas consideraciones se podrían simular CNS similares con ambos modelos a la fecha fin de simulación (día juliano 170). Sin embargo, esta situación tendería a no producirse puesto que los momentos con un incremento más notable de nitrógeno al sistema (antes del inicio de las ENC) por mineralización (Fig. 2) es cuando se produce la mayor parte de los riesgos de lixiviación. Lo más probable en ese caso sería que HYDRUS-1D simulara lixiviado de parte de este nitrógeno producido por mineralización y, consecuentemente, simularía un CNS en fecha 18/06 menor que tendería a los valores de las barras inferiores de la Fig. 3b.

3.3. Drenaje y lixiviación

Los resultados de la simulación del flujo de agua y el transporte de nitratos por debajo del límite inferior del suelo estudiado (1,2 m) se muestran en la Fig. 5.

Los valores relativos al drenaje simulados con STICS e HYDRUS-1D (Fig. 5a) muestran un error medio (MBE) de tan solo 5,4 mm lo que puede conducir a pensar en lo próximas que están las simulaciones de ambos códigos en este aspecto. Sin embargo, la desviación estándar de los resultados de ambas simulaciones (9,2 mm en STICS y 22,7 mm en HYDRUS-1D) se traduce en un coeficiente de correlación sensiblemente bajo ($R^2 = 0,39$). Este hecho se relaciona, una vez más, con el enfoque de los modelos evaluados. Las condiciones iniciales en ambos modelos sitúan el CAS próximo a la capacidad de campo en todos los escenarios simulados. Además, el periodo de lluvias se produce poco después de manera que, STICS, simula drenaje de prácticamente toda el agua que entra en el

sistema por precipitación, mientras que la ecuación de Richards permite almacenar parte de esta agua entre los contenidos de agua de capacidad de campo y de saturación del suelo. Este comportamiento permite a HYDRUS-1D reflejar mejor las características físicas del suelo de los tratamientos simulados y su efecto sobre el drenaje acumulado.

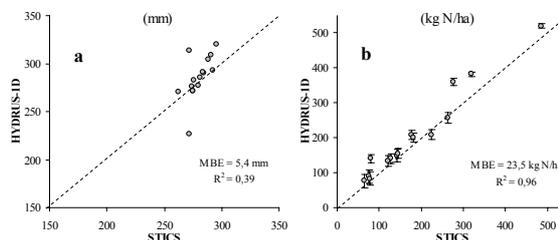


Fig. 5. Correlación de los valores simulados finales (18/06) de drenaje acumulado (a) y lixiviación (b) con los códigos STICS e HYDRUS-1D por debajo de los 1,2 m de profundidad del suelo.

En relación a las cantidades de nitrógeno lixiviado (Fig. 5b) se observa un coeficiente de correlación (R^2) de 0,96 entre las simulaciones de los modelos evaluados. Se obtiene, además, una sobreestimación sistemática de las cantidades de nitrógeno lixiviado por parte de HYDRUS-1D con respecto a STICS (MBE = 23,5 kg N/ha). Este último simula una cantidad media de lixiviados de 184 kg N/ha, mientras que, HYDRUS-1D, estima una media de los riesgos de lixiviación de 207 kg N/ha con unos límites mínimos y máximos de 193 y 221 kg N/ha de media respectivamente.

La combinación de los resultados de drenaje acumulado y de lixiviado de nitrógeno muestran como la concentración media del agua de drenaje durante el periodo de simulación en los escenarios simulados es muy variable (Tabla 3).

Tabla 3. Concentraciones medias de $N-NO_3^-$ del agua de drenaje durante el periodo de simulación. Valores medios, mínimos y máximos de los escenarios simulados con STICS e HYDRUS-1D.

Código	Media (ppm)	Mínimo (ppm)	Máximo (ppm)
STICS	65,2	23,9	166,1
HYDRUS-1D	71,9	29,2	177,8

Las concentraciones en $N-NO_3^-$ del agua de drenaje en los escenarios simulados por HYDRUS-1D son ligeramente mayores que en el caso del código STICS. El comportamiento de las diferencias entre los valores de HYDRUS-1D y STICS refleja que el incremento en porcentaje se reduce paulatinamente de los valores mínimos (22,2%) a los máximos (7,3%) y, curiosamente, aumentan las diferencias en valor absoluto (5,3 ppm en el valor mínimo, 6,7 ppm en el promedio y 11,7 ppm en el valor máximo).

La comparación de dos modelos unidimensionales con enfoque distinto permite establecer un primer paso hacia los resultados expuestos por Mailhol et al. (2001). Estos autores obtuvieron que con el código STICS se

sobreestiman los riesgos de lixiviación de nitratos respecto al código HYDRUS-2D en surcos de riego. Esta diferencia se podría atribuir tanto a la discretización del medio (1D o 2D) como al distinto modelo conceptual de los dos códigos.

Aunque el presente trabajo no ha realizado simulaciones en medio 2D, sus resultados conducen a la conclusión preliminar que, en un medio unidimensional, el enfoque del código numérico produce una sobreestimación del 12,5% en el nitrógeno lixiviado respecto al código funcional. Llegado a este punto convendría realizar simulaciones con los códigos numéricos HYDRUS-1D y HYDRUS-2D en los mismos escenarios con el fin de establecer la implicación de la geometría del surco en el transporte de nitratos durante un evento de riego. De esta manera se podría establecer la relación existente entre STICS y HYDRUS-2D conociendo, a diferencia de Mailhol et al. (2001), la influencia del enfoque conceptual al transporte de agua y solutos y la propia geometría de los surcos de riego.

3.4. Capacidad de predicción de los riesgos reales de lixiviación

Es interesante conocer, también, la capacidad de predicción de los modelos evaluados frente a los datos experimentales de lixiviado. La Fig. 6a muestra la capacidad de predicción de los códigos STICS e HYDRUS-1D respecto a los riesgos reales de lixiviación calculados con la Ec. 1. Gráficamente tanto STICS como HYDRUS-1D, tienden, por un lado, a infraestimar los riesgos de lixiviación en parcelas con alto CNS y, en escenarios con bajo CNS, a sobreestimar estos riesgos.

De forma objetiva, sin embargo, los índices estadísticos (Tabla 4) indican el código STICS como el más idóneo para predecir los riesgos de lixiviación durante el período y las condiciones simuladas. De todas maneras los valores próximos de MAE y EF' que se obtienen con los dos modelos ponen de manifiesto que ambos estiman de forma similar los riesgos de lixiviación.

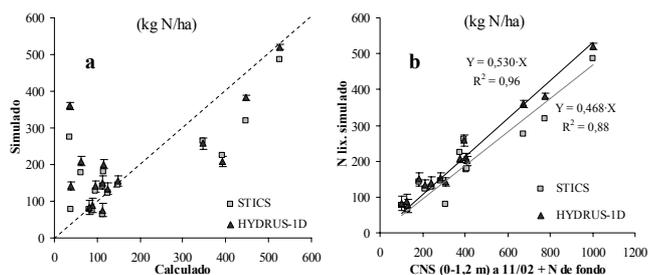


Fig. 6. Estimación de los riesgos de lixiviación de nitratos simulados con STICS e HYDRUS-1D respecto a (a) los valores calculados por balance de nitrógeno y (b) a los CNS potencialmente lixiviable de los escenarios evaluados.

Por otro lado, en la Fig. 6b se muestra como, con las condiciones climáticas que caracterizaron la primavera 2004 y los parámetros definidos en las simulaciones, entre un 47 y un 53% del nitrógeno susceptible de ser lixiviado durante el periodo de simulación se estima que se pierde por debajo de los 1,2 m de profundidad del suelo. La buena

correlación obtenida en los ajustes ($R^2 > 0,88$) demuestra la alta sensibilidad de ambos modelos en la estimación de los riesgos de lixiviación de nitratos en parcelas agrícolas.

Tabla 4. Índices estadísticos de comportamiento de los códigos STICS e HYDRUS-1D en relación a la predicción de los riesgos de lixiviación de nitrógeno en los 15 escenarios simulados.

Índice estadístico	Calculado	STICS	HYDRUS-1D
Media (kg N/ ha)	182	184	207
DesvEst (kg N/ha)	160	115	126
MAE (kg N/ha)		67	76
EF'		0,49	0,42

4. Conclusiones

Se han comparado dos códigos numéricos basados en un modelo funcional (STICS) y un modelo numérico (HYDRUS-1D). Se ha evaluado y discutido su capacidad de predicción de los riesgos de lixiviación de nitratos en suelos agrícolas.

Ambos modelos reflejan de forma muy similar los balances de agua y de nitrógeno al final del periodo de simulación, aunque HYDRUS-1D sobrevalora el CAS e infravalora el CNS en comparación con el código STICS. Esto se traduce en diferencias en la estimación de los riesgos de lixiviado de los escenarios simulados mediante los modelos evaluados. HYDRUS-1D simula cantidades de nitrógeno lixiviado mayores que el código STICS. Este comportamiento también se refleja en la concentración en nitrógeno del agua de drenaje puesto que los volúmenes de agua drenada simulados con ambos modelos son parecidos. Se concluye también que los modelos evaluados estiman de forma similar las pérdidas de nitrógeno por lixiviación calculadas experimentalmente.

Finalmente, la comparación de los modelos en un medio unidimensional ha permitido establecer un primer paso para descubrir la implicación el enfoque del modelo cuando se estima la lixiviación con el código STICS en riego superficial por surcos (medio 2D). Se piensa, además, en complementar el presente trabajo con un estudio del grado de implicación que tiene la geometría del surco en el transporte de nitratos en el suelo. Se considera conveniente conocer el grado de imprecisión al que se incurre cuando se utiliza STICS puesto que se considera un código simplista el cual se recomienda utilizar ya que permite simular las interacciones del suelo, la planta y la atmósfera y su influencia sobre el flujo de agua y transporte de nitratos durante una campaña de riegos.

Agradecimientos. El presente trabajo se ha realizado en el marco de una Beca de Investigación (BR01/04) de la Universidad de Girona. También agradecemos el apoyo en medios materiales ofrecido por la Estación Experimental Agrícola Mas Badia (La Tallada de Empordà, Girona).

Referencias

Beven, K.J., Henderson, D. y Reeves, A.D. 1993. Dispersion parameters for undisturbed partially saturated soil. *J. Hydrol.*, 143, 19-43 pp.
 Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M.H., Ruget, F., Nicollaud, B., Gate, P., Devienne-Barret, F., Antonioletti, R., Durr, C., Richard,

- G., Beaudoin, N., Recous, S., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Machet, J.M., Meynard, J.M. y Delécolle, R. 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie*, 18, 311-346 pp.
- Brisson, N., Ruget, F., Gate, Ph., Lorgeou, J., Nicollaud, B., Tayot, X., Plenet, D., Jeuffroy, M.-H., Bouthier, A., Ripoche, D., Mary, B. y Justes, E. 2002. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. II. Model validation for wheat and maize. *Agronomie*, 22, 69-92 pp.
- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussière, R., Cabidoche, Y.M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudillère, J.P., Hénault, C., Maraux, F., Seguin, B. y Sinoquet, H. 2003. An overview of crop model STICS. *Europ. J. Agron.*, 18, 309-332 pp.
- Cerrato, M.E. y Blackmer, A.M. 1990. Comparison of models for describing corn yield response to nitrogen fertilizer. *Agron. J.*, 82, 138-143 pp.
- Dobermann, A. y Walters, D.T. 2003. Procedures for measuring dry matter, nutrient uptake, yield and components of yield in maize [en línea]. Department of Agronomy and Horticulture. University of Nebraska. Lincoln. Accesible en: [<http://soilfertility.unl.edu/Materials%20to%20include/Maize%20plant%20sampling.htm>]. Fecha de consulta: 03/08/2005.
- Heathwaite, A.L., Burt, T.P y Trudgill, S.T. 1993. Overview – The nitrate issue. En: *Nitrate: Processes, Patterns and Management*. Eds.: Burt, T.P., Heathwaite, A.L. y Trudgill, S.T. John Wiley & Sons Ltd. Chichester.
- Houlès, V., Mary, B., Guérif, M., Makowski, D. y Justes, E. 2004. Evaluation of the ability of the crop model STICS to recommend nitrogen fertilization rates according to agro-environmental criteria. *Agronomie*, 24, 339-349 pp.
- Jame, Y.W. y Curforth, H.W. 1996. Crop growth models for decision support systems. *Can. J. Plant Sci.*, 76, 9-19 pp.
- Justes, E., Dorsainvil, F., Brisson, N., Ripoche, D., Thiébau, P. y Mary, B. 2001. Evaluation and improvement of the soil-crop model STICS for predicting water and nitrogen budgets during fallow period between two main crops or under catch crops. *Proceedings of the 2nd International Symposium on Modelling Cropping System*. 67-68 pp. Florencia. 16 -18 de Julio.
- Legates, D.R. y McCabe, G.J. 1999. Evaluating the use of “goodness-of-fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resour. Res.*, 35(1), 233-241 pp.
- Leonard, R.A., Knisel, W.G. y Still, D.A. 1987. GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems. *Trans. ASAE*, 30, 1403-1418 pp.
- Mailhol, J.-C., Ruelle, P. y Nemeth, I. 2001. Impact of fertilisation practices on nitrogen leaching under irrigation. *Irrig. Sci.*, 20, 139-147 pp.
- Makowski, D., Wallach, D. y Meynard, J.-M. 1999. Models of yield, grain protein, and residual mineral nitrogen responses to applied nitrogen for winter wheat. *Agron. J.*, 91, 377-385 pp.
- Makowski, D. y Wallach, D. 2001. How to improve model-based decision rules for nitrogen fertilization. *Europ. J. Agron.*, 15, 197-208 pp.
- Makowski, D., Wallach, D. y Meynard, J.-M. 2001. Statistical methods for predicting responses to applied nitrogen and calculating optimal nitrogen rates. *Agron. J.*, 93, 531-539 pp.
- Meynard, J.-M., Cerf, M., Guichard, L., Jeuffrou, M.-H. y Makowski, D. 2002. Which decision support tools for the environmental management of nitrogen? *Agronomie*, 22, 817-829 pp.
- Moreno, F., Cayuela, J.A., Fernández, J.E., Fernández-Boy, E., Murillo, J.M. y Cabrera, F. 1996. Water balance and nitrate leaching in an irrigated maize crop in SW Spain. *Agric. Water Manage.*, 32, 71-83 pp.
- Poch, R., Ramírez de Cartagena, F. y Candela, L. 2005. Calibratge i validació del model STICS v.4 en escenaris de producció de blat de moro (*Zea mays* L.) en reg per superfície al Baix Empordà. *Comunicacions del seminari “La gestió del nitrogen a l'agricultura”*. 67-73 pp. ICEA. Barcelona.
- Ramos, C. y Kücke, M. 1999. Revisión crítica de los métodos de medida de la lixiviación de nitrato en suelos agrícolas. En: *Estudios en la Zona no Saturada del Suelo, vol. IV*. Eds.: Muñoz-Carpena, R., Ritter, A. y Tascón, C. 25-32 pp. ICIA: La Laguna.
- Ruget, F., Brisson, N., Delécolle, R. y Faivre, R. 2002. Sensitivity analysis of a crop simulation model, STICS, in order to choose the main parameters to be estimated. *Agronomie*, 22, 133-158 pp.
- Schaap, M.G., Feike, J., Leij, F.J. y van Genuchten, M.Th. 2001. ROSETTA: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *J. Hydrol.*, 251, 163-176 pp.
- Schnebelen, N., Nicollaud, B., Bourennane, H., Couturier, A., Verbeque, B., Revalier, Ch., Bruand, A. y Ledoux, E. 2004. The STICS model to predict nitrate leaching following agricultural practices. *Agronomie*, 24, 423-435 pp.
- Simunek, J., Sejna, M. y van Genuchten, M.Th. 1998. The HYDRUS-1D software package for simulating one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Version 2.02. *International Ground Water Modeling Center (IGWMC) – TPS – 70*. Colorado School of Mines. Golden. Colorado. 202 pp.
- Simunek, J., Sejna, M. y van Genuchten, M.Th. 1999. The HYDRUS-2D software package for simulating two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media. Version 2.0. *IGWMC - TPS – 53*. International Ground Water Modeling Center. Colorado School of Mines. Golden. Colorado. 251 pp.
- SSS (Soil Survey Staff). 1998. Keys to soil taxonomy. *USDA-NRCS, 8a ed.* Washington DC. 326 pp.
- Stöckle, C.O., Donatelli, M. y Nelson, R.L. 2003. Cropsyst, a cropping systems simulation model. *Europ. J. Agron.*, 18, 289-307 pp.
- van Genuchten, M.Th. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44(5), 892-898 pp.
- Willmott, C.J. 1982. Some comments on the evaluation of model performance. *Bulletin American Meteorological Society*, 63(11), 1309-1313 pp.