



Transporte de sustancias contaminantes en la zona no saturada del sector industrial planificado (Tornquist, provincia de Buenos Aires)

Pollutant substances transport in the vadose zone of the planned industrial sector (Tornquist, Buenos Aires province)

Lexow, Claudio ^{1,2} ✉ - Albouy, René ² - Carrica, Jorge ² - Lafont, Daniela ²

Recibido: 17 de diciembre de 2013 • Aceptado: 02 de mayo de 2014

Resumen

Mediante la aplicación del programa HYDRUS 2D/3D se simularon diversos escenarios con el fin de analizar el flujo no saturado y el transporte de sustancias en el subsuelo de un Sector Industrial Planificado (SIP) en proximidades de la localidad de Tornquist, en la cuenca superior del río Sauce Chico, provincia de Buenos Aires. La zona no saturada (ZNS) del área de estudio está caracterizada por sedimentos loésicos y una capa de tosca prácticamente impermeable y discontinua en su techo. El acuífero freático se encuentra contenido en los Sedimentos Pampeanos. La determinación de la recarga en tránsito por medio del programa (Balshort V.3) permitió considerar dicho vector para evaluar el transporte de solutos no reactivos ($K_d = 0$) y reactivos ($K_d = 2$ y $K_d = 30$) en la ZNS. Estas últimas opciones también se evaluaron ante condiciones de carga hidráulica constante emulando pérdidas a partir de tanques o conductos enterrados. Se definieron tiempos de tránsito lo suficientemente prolongados y distancias de migración muy restringidas en las porciones superficiales que garantizan la degradación de las sustancias contaminantes antes de alcanzar el nivel acuífero.

Palabras clave: HYDRUS 2D/3D, flujo no saturado, vulnerabilidad.

Abstract

In order to analyze the unsaturated flow and transport of substances in the subsoil of a Planned Industrial Sector near Tornquist town, in the Sauce Chico upper basin, different scenarios were simulated using HYDRUS 2D/3D software. In the study area, the vadose zone is characterized by loessic sediments and an impermeable and discontinuous layer of calcareous sediments in the upper portion. The phreatic aquifer is contained in the Sedimentos Pampeanos. Determining recharge transit by Balshort V3 program allowed to consider this vector to evaluate nonreactive ($K_d = 0$) and

1. PAID Comisión de Investigaciones Científicas (CIC),
Provincia de Buenos Aires, Argentina.

2. Departamento de Geología, Universidad Nacional del Sur,
San Juan 670, 8000 Bahía Blanca, Argentina.

✉ lexow@uns.edu.ar

reactive ($K_d = 2$ and $K_d = 30$) solute transport in the vadose zone. These latter options were also evaluated under conditions of constant hydraulic head emulating losses from tanks or buried pipes. Long transit times and restricted migration distances, in the surface portions, were defined. These conditions ensure contaminants degradation before reaching the water table.

Keywords: HYDRUS 2D/3D, unsaturated flow, vulnerability.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas la actividad del hombre, tanto urbana, agrícola como industrial, ha crecido significativamente en todo el mundo aumentando la aparición de una serie de consecuencias negativas, entre ellas, algunas relacionadas con la contaminación de los recursos hídricos. En la región de Bahía Blanca y en el ámbito serrano del sur de la provincia de Buenos Aires este cuadro de situación adquiere cada vez más relevancia y, dado el potencial de los recursos hídricos subterráneos como fuente de abastecimiento para consumo humano, se plantea la necesidad de aumentar el grado del conocimiento del medio que se interpone entre la superficie del suelo y el acuífero freático conocido como zona no saturada (ZNS). Es en este contexto, que la ZNS adquiere relevancia al constituirse como el principal elemento de protección natural contra la degradación del agua subterránea. Todas las sustancias químicas que puedan disponerse sobre o por debajo de la superficie del suelo al migrar a través de la ZNS experimentan una serie de modificaciones impuestas por las condiciones del medio, adsorción, precipitación, oxidación, etc., que contribuyen al aumento del tiempo de tránsito y por ende a la atenuación del proceso contaminante.

El desarrollo de programas de computación para el cálculo de flujo y transporte de solutos en el medio no saturado, como es el caso del HYDRUS 2D/3D (Simunek et al., 2006) entre otros, permite, a partir del modelo conceptual hidrogeológico, su implementación como herramienta interpretativa. Este fin en este caso es viable puesto que de la región se ha alcanzado un conocimiento fehaciente del comportamiento hidrológico e hidrogeológico a nivel de cuenca (Albouy, 1994, 1997), como así también de otros aspectos hidrogeológicos (recarga, zona no saturada, suelos, etc.) que pueden ser extrapolables para toda la región pedemontana sudoccidental de las sierras Australes (Carrica, 1998; Lexow, 2002, 2010). De esta manera es factible estudiar la dinámica del sistema, organizar datos de campo y planificar futuras medidas tendientes a la preservación del recurso. El objetivo del presente trabajo es evaluar la movilidad en la zona no saturada de sustancias reactivas y no reactivas potencialmente contaminantes mediante la aplicación del programa HYDRUS 2D/3D en un sector donde se instalará un parque industrial ubicado en proximidades de la localidad de Tornquist. El tipo de industrias que se pretenden radicar comprenden actividades diversas: alimenticia, construcción, textil y maderera, fábricas de embutidos, hormigón, ropa blanca, muebles, etc. Se plantea como hipótesis que dadas las condiciones hidrogeológicas del sector, el tipo de sedimentos presentes, la profundidad de la ZNS y las características de las diferentes sustancias industriales a utilizar como también la carga hidráulica de las mismas, las condiciones físico-químicas del agua subterránea del sector no se verían modificadas por la actividad planificada.

CARACTERÍSTICAS GENERALES DEL ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio (Figura 1) se ubica aproximadamente a unos 3 Km al NO de la localidad de Tornquist (Provincia de Buenos Aires, Argentina). El clima de la zona es subhúmedo, transicional a árido y de tipo mesotermal con una precipitación media anual de 781,5 mm y una temperatura media anual de 14,7°C (Albouy, 1997). El área corresponde morfológicamente a una llanura periserrana cuyo desarrollo areal está limitado hacia el NE por los afloramientos cuarcíticos de las Sierras Australes (González Uriarte, 1984). Se eleva unos 300 msnm y presenta una baja pendiente topográfica (<5%). El acuífero libre de la zona está contenido en los Sedimentos Pampeanos (Fidalgo et al., 1975) constituidos por limos arenosos compactos con cemento de carbonato de calcio, que culminan con un manto de tosca discontinuo, de espesor variable. Conforman una alternancia de niveles acuíferos-acuitardos que se comportan como un sistema único de transmisión de agua. En inmediaciones de las sierras estos sedimentos se apoyan directamente sobre las cuarcitas paleozoicas (Albouy, 1997).

La zona de estudio se caracteriza por presentar una zona no saturada potente, de material loésico que aumenta progresivamente de espesor hacia el sur. La capa de tosca aflora o está cubierta por los suelos del área. Éstos conforman una asociación de Haplustoles típicos y petrocálcicos y Argiudoles típicos de textura limo-arcillosa (INTA, 1989). Los suelos Haplustoles petrocálcicos se ubican en las partes más altas donde la tosca subaflora, mientras que los Argiudoles sepultan a la topografía preexistente destacándose en los sectores más bajos.

Los niveles freáticos más someros (3-10 m) están relacionados a la proximidad de los cauces de la red superficial de agua. La capa acuífera se acuña hacia sus bordes de cabecera y aumenta progresivamente de espesor en dirección a la llanura hasta alcanzar máximos de 200 m. En el sector de estudio la profundidad del nivel freático se encuentra entre 10 y 15m. La recarga (R) del acuífero freático se produce en forma preferencial en los sedimentos permeables modernos del piedemonte, pero también se verifica en toda la superficie de la cuenca, por infiltración directa del agua de lluvia. Representa en término medio una recarga del 15% de las precipitaciones (Albouy, 1997). El sentido general de circulación del flujo subterráneo es NE-SO convergiendo hacia el curso principal del río Sauce Chico y tributarios, lugar donde se produce la descarga natural del flujo local del acuífero.

METODOLOGÍA

El trabajo se desarrolló en distintas etapas; en primer lugar se determinó la recarga en tránsito a partir de un balance hidrológico diario del suelo para un período de 16 años por medio del programa Balshort V.3. (Carrica, 1993). En segundo lugar con el programa HYDRUS 2D/3D (Simunek et al., 2006) se consideró dicho vector como dato de ajuste para determinar en el modelo conceptual los vectores de ETR y de

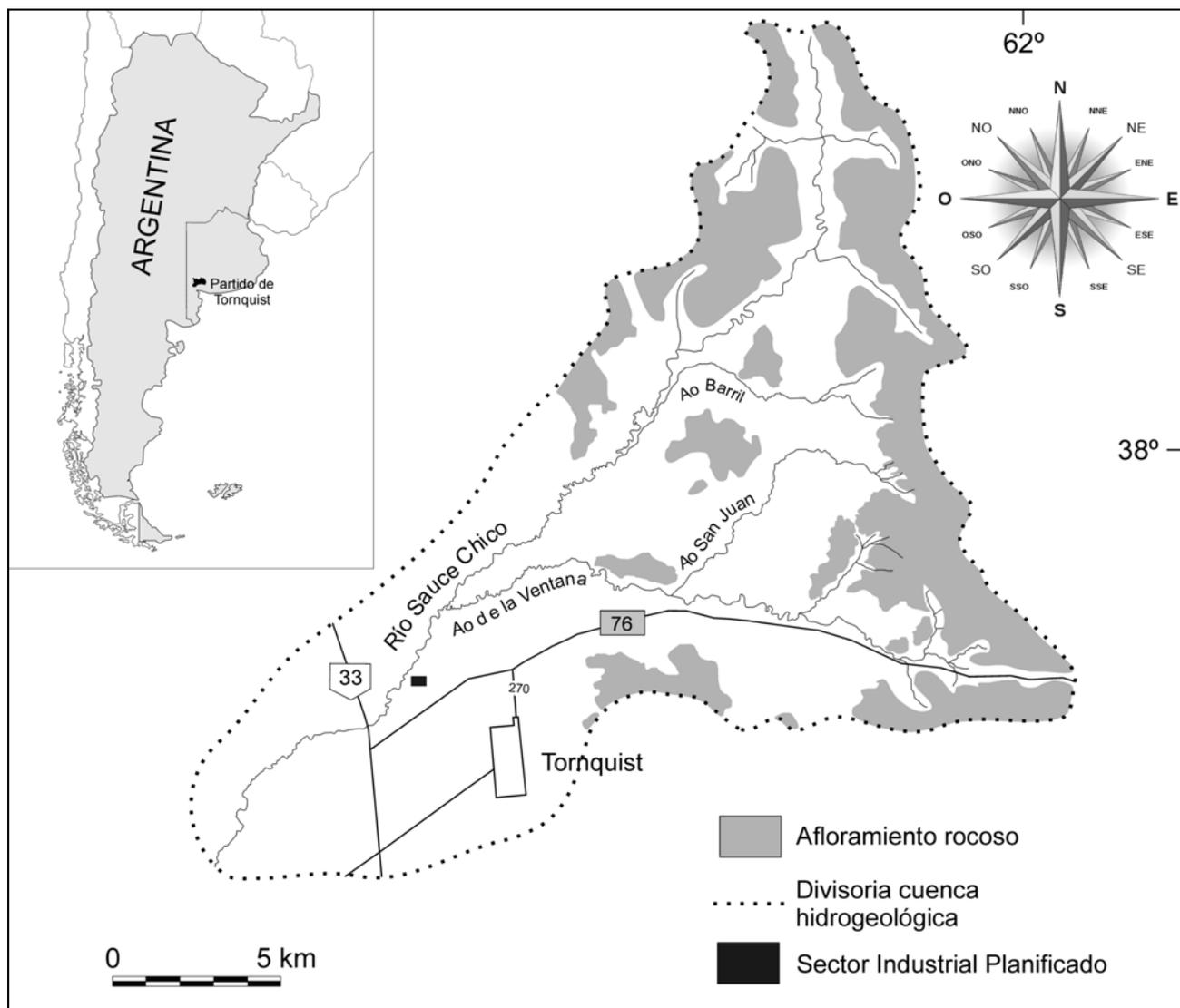


Figura 1. Cuenca superior del río Sauce Chico

flujo que atraviesa el límite de drenaje libre equivalente a la R. En una tercera etapa dicha componente de flujo fue aplicada para evaluar el transporte de solutos para la totalidad de la zona no saturada. Se consideraron distintas alternativas: a) transporte advectivo, b) transporte bajo carga hidráulica constante (que simula pérdida de tanques o cañerías) con coeficientes de distribución o retardo extremos (solutos no reactivos y reactivos). Como se dispone del índice de vulnerabilidad del acuífero a la contaminación (Albouy *et al.*, 2012) se calcularon tiempos de tránsito para las distintas alternativas a fin de contrastar resultados.

BALANCE DE AGUA EN EL SUELO

El balance hidrológico, tanto a nivel regional o de cuenca como del suelo, sigue siendo el método más difundido y utilizado para el cálculo de recarga. El balance hidrológico del suelo en zonas áridas y semiáridas solo puede emplearse si se realiza a paso diario, puesto que, cuando la precipitación diaria (P) supera el valor de evapotranspiración diaria (ETR), da lugar a un exceso de agua factible de constituirse en recarga (Carrica, 2009; Healy, 2010). Además, en estas zonas las lluvias, si bien son oca-

sionales, suelen ser de corta duración e intensas, lo cual favorece la situación antes mencionada.

Para el cálculo del balance hidrológico diario del suelo se aplicó el programa Balshort V.3. (Carrica, 1993) que utiliza datos diarios de P y calcula la ETR diaria en función de la evapotranspiración potencial diaria (ETP), la humedad del suelo y la textura del suelo. Dispone de tres funciones básicas que relacionan la ETR/ETP con la humedad antecedente y la textura de los suelos, resaltando la importancia de la retención de agua en función de ésta. El programa también estima la interceptación vegetal (Iv) basándose en el método de Horton para cuatro cultivos básicos. Limita el valor de Iv a 5 mm diarios, sobre la base conceptual que la interceptación alcanza un valor final constante que depende de la capacidad de almacenamiento del dosel vegetal y es independiente de la cantidad de lluvia caída (Linsley *et al.*, 1982; López Rodríguez y Giraldez Cervera, 1997). En el presente estudio se asumió una cobertura vegetal (pastos) de 30 cm de altura.

Los valores de infiltración básica obtenidos en estos suelos fueron de 16 y 22 mm/hora (Carrica, 1998). Burgos y Forte Lay (1978) determinaron capacidades de campo entre 152 y

169 mm en un Haplustol petrocálcico de 60 cm de profundidad y textura franca en los alrededores de Tornquist. Carrica (1998) estimó una capacidad de almacenaje media de éstos suelos en 160 mm para la vecina cuenca superior del A° Napostá Grande, valor que se utilizó como parámetro para el cálculo de los excesos de agua del suelo estudiado.

El balance diario se planteó para un período de 16 años (1997-2012) a partir de registros pluviométricos continuos de la localidad de Tornquist. La evapotranspiración potencial (ETP) mensual se calculó con la fórmula de Penman - Monteith (FAO, 1993) a partir de los datos recolectados de una estación meteorológica propia instalada en la cuenca del A° del Aguila, ubicada a unos 20 Km al SE de Tornquist (Carrica y Lexow, 2004).

MODELO DE SIMULACIÓN HYDRUS 2D/3D

El flujo de agua en la ZNS se simuló mediante la aplicación del código HYDRUS 2D/3D (Simunek et al., 2006) que es ejecutable en entorno Windows. Es un modelo de elementos finitos que resuelve numéricamente, la ecuación de Richards para el flujo de agua en el medio no saturado – saturado:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[K \left(K_{ij}^A \frac{\partial h}{\partial x_{ij}} + K_{ij}^A \right) - S \right] \quad (1)$$

Donde θ es el contenido de humedad volumétrico ($L^3 L^{-3}$), h es la tensión matricial (L), S es el término sumidero (T^{-1}), x_i ($i=1,2$) son las coordenadas espaciales (L), t es el tiempo (T), K_{ij}^A son las componentes de un tensor de anisotropía adimensional K^A y K es la función de la conductividad hidráulica no saturada (LT^{-1}) dada por

$$K(h, x, z) = K_s(x, y, z) K_r(h, x, y, z) \quad (2)$$

Donde K_r es la conductividad hidráulica relativa y K_s la conductividad hidráulica saturada (LT^{-1}). El tensor de anisotropía K_{ij}^A en (1) se usa al considerar un medio anisotrópico.

La ecuación de flujo incluye un término sumidero S que hace referencia al volumen de agua por unidad de tiempo extraído por parte de las raíces de las plantas a partir de una unidad de volumen de suelo. El término es definido por Feddes et al. (1978, en Simunek et al., 2006) que es una de las opciones que proporciona el mismo programa a partir de la siguiente relación:

$$S(h) = \alpha(h) S_p \quad (3)$$

Donde la función $\alpha(h)$ de respuesta al stress hídrico está establecida como adimensional en función de la tensión matricial del suelo ($0 \leq \alpha \leq 1$) y S_p es la tasa potencial de extracción de agua (T^{-1}).

HYDRUS 2D/3D (Simunek et al., 2006) para el transporte de calor y solutos resuelve la ecuación de Fick (advección – dispersión):

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial q_i c}{\partial x_i} - NU(c, x_i, t) \quad (4)$$

Donde t es el tiempo (T), c es la concentración de NO_3-N en la fase líquida ($M L^{-3}$), x_i y x_j ($i, j=1,2$) son coordenadas espaciales (L), D_{ij} son componentes del tensor del coeficiente de dispersión ($L^2 T^{-1}$), q_i es la componente i del flujo volumétrico ($L T^{-1}$), y NU corresponde a la extracción local de NO_3-N por las raíces de las plantas ($M L^{-3} T^{-1}$).

Las funciones hidráulicas del suelo fueron estimadas según el modelo de van Genuchten-Mualem sin considerar el fenómeno de histéresis:

$$\theta(h) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + |\alpha h|^n]^m} \quad (5)$$

Donde $\theta(h)$ es la humedad en función de la tensión matricial (para $h < 0$) y α , n y m son constantes empíricas que condicionan la forma de la curva de retención (con la restricción $m = 1 - 1/n$). Para la condición $h \geq 0$, $\theta(h) = \theta_s$, mientras que la conductividad hidráulica es estimada en función del contenido efectivo de humedad (S_e) ($0 < S_e < 1$):

$$K(S_e) = K_s S_e \left[1 - (1 - S_e^{1/m})^m \right]^2 \quad (6)$$

Donde:

$$S_e = \frac{\theta(h) - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad (7)$$

Se asume que con esta selección del modelo hidráulico puedan presentarse diferencias importantes entre las valoraciones medidas y estimadas de humedad del suelo y de tensiometría ya que se conoce la importancia del flujo por macroporos en el sitio de estudio (Lexow, 2002).

Se construyó un dominio geométrico de 800 cm de ancho y de 800 cm de altura. La malla de elementos finitos consistió en 435 nodos y 804 elementos triangulares de un tamaño medio específico de 50 cm (Figura 2). Se distinguieron dos materiales porosos cuyas propiedades físicas y químicas se asumen uniformes. Para representar conceptualmente la realidad del sector, se demarcó arbitrariamente, entre 1 y 2,5 m de profundidad, la capa de tosca de características irregulares en su forma y discontinua en su expresión lateral (Figura 2). La conductividad hidráulica nula, que obedece a la fuerte cementación de carbonato, se aplicó por medio de la valoración en cero de las componentes primera y segunda de anisotropía local (1) de los respectivos elementos finitos.

Las condiciones de contorno para el flujo de agua se establecieron con el límite superior del modelo, superficie del suelo, dependiente de las condiciones atmosféricas, variable en el tiempo, en función de las precipitaciones diarias y la evapotranspiración real calculada a partir de la evapotranspiración potencial de referencia y la cobertura vegetal. Solo para las simulaciones de transporte de solutos se seleccionaron dos nodos (7 y 8) que actúan como un sitio de carga hidráulica constante, humedad entre saturación y capacidad de campo ($h = -100$ cm) que representa la pérdida o filtración de algún depósito en superficie (Figura 2). Los límites laterales son nodos con ausencia de flujo, mientras que la superficie inferior ($z = 0$) se estableció como un límite de drenaje libre a fin de poder ajustar con precisión la valoración de la recarga en tránsito.

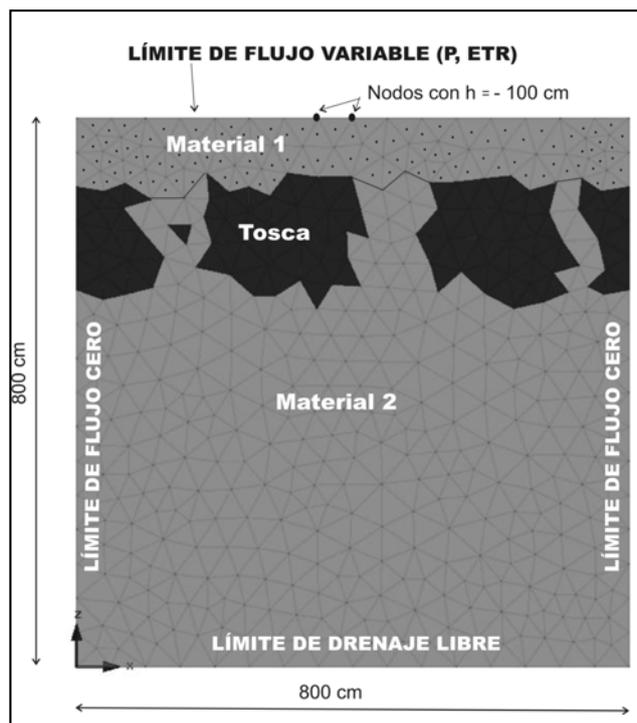


Figura 2. Modelo conceptual de la zona no saturada.

Los valores de los parámetros hidráulicos (humedad residual θ_r , humedad en saturación θ_s , α y n parámetros empíricos condicionantes de la forma de la curva de retención y K_s conductividad hidráulica saturada) calculados por medio de la función de pedotransferencia Rosetta, suministrada por el mismo programa se presentan en la Tabla 1. Dichas estimaciones fueron comparadas con datos de campo en terrenos de características similares (Lexow y Bonorino, 2003; Lexow, 2010).

Tabla 1. Parámetros hidráulicos.

Capa	θ_r	θ_s	α (cm ⁻¹)	n	K_s (cm/d)
1	0,072	0,50	0,0075	1,56	101,2
2	0,078	0,43	0,036	1,56	24,9

La discretización del tiempo fue la siguiente: paso de tiempo inicial de 0,0001 (día), paso mínimo 1e-005 (día) y máximo 1 (día) (brindados por defecto por el programa); el tiempo total de simulación comprendió 5844 días.

A partir de las observaciones de campo se estableció la existencia de vegetación herbácea con una profundidad máxima de raíz de 30 cm, y para el cálculo de la extracción de agua, término sumidero, se aplicó el modelo de Feddes et al. (1978, en Simunek et al., 2006) que es una de las opciones que proporciona el mismo programa (3). Dadas las modificaciones antrópicas del lugar se consideró un porcentaje de cobertura vegetal de 55%, valor algo inferior al contemplado en un trabajo precedente (Lexow et al. 2013). Este nuevo porcentaje permitió ajustar la ETR y la R en tránsito calculadas por el programa Balshort V.3. De esta forma R será considerada como vector de flujo para evaluar el transporte de solutos en la ZNS.

Para el cálculo del flujo advectivo se consideró el transporte de partículas que es un método que calcula el movimiento sin dispersión de las partículas de agua a través de un sistema de flujo subterráneo simulado. El modelo de transporte de partículas calcula la posición de una partícula en la zona no saturada después de algún periodo de tiempo, usando la distribución del campo de velocidades del flujo subterráneo, determinada por el modelo de flujo. Las líneas de la trayectoria de las partículas imaginarias que se mueven a través del sistema de flujo simulado son denominadas líneas de flujo.

Una consideración especial se debió tener con respecto al coeficiente de distribución (K_d) que depende fundamentalmente del tipo de suelo, sobre todo del contenido de materia orgánica y de arcillas, y de la velocidad de flujo. En el transporte reactivo clásico, representa el término fuente sumidero, y explica la diferencia de desplazamiento entre dichos elementos o sustancias con respecto a la velocidad del agua. Si bien se conocen valores de K_d para terrenos similares, por ejemplo Zn, $K_d = 19,5$ (Mascioli et al., 2005) y glifosato, $K_d = 43$ (Lexow et al., 2005), para la simulación del transporte de sustancias con comportamiento no reactivo se consideró $K_d = 0$ mientras que para el reactivo se consideraron $K_d = 2$ y $K_d = 30$. El primero se seleccionó como valor representativo, a partir de diversas publicaciones, tanto de metales (Hostetler y Erikson, 1993; Ambrose, 1999) como de sustancias orgánicas (Vrba y Romijn, 1986; Beltrán et al., 1995; Montgomery, 1996), mientras que el segundo como valor medio de los determinados en sedimentos similares.

A los nodos 7 y 8 del borde superior (Figura 2) se les asignó una carga hidráulica constante ($h = -100$ cm) y un aporte (pulso) constante de 1 mmol/cm³ durante 10 días. El periodo total de simulación fue un año ($t = 365$ d). Las condiciones de borde para el transporte de soluto son del tercer tipo, indicadas para estos casos por el programa, pues representan condiciones físicamente más reales y preservan la masa del soluto en el sistema simulado (Simunek et al., 2006). Durante el año de simulación del transporte de soluto el resto de los nodos del límite superior del modelo se establecieron dependientes de las condiciones atmosféricas.

RESULTADOS

Balance de agua en el suelo

Los resultados del balance hidrológico diario y seriado del suelo (Lexow et al., 2013) en valores anualizados promedio son: $P = 723,9$ mm; Interceptación vegetal = 42,9 mm; ETR = 673,0 mm; $R = 51,9$ mm (7,2 % de la lluvia); Variación de la reserva = 0. Los años con los valores de R extremos de la serie resultaron ser el 2001 con $P = 1186$ mm y un valor de $R = 209,9$ mm (18% de P) y en el año 2005 con $P = 495$ mm y $R = 0$ mm (0% de la P).

Flujo en la zona no saturada

En esta etapa el objetivo fue ajustar el valor de la R en tránsito para definir al mismo como vector de flujo condicionante de la movilidad de solutos en la ZNS bajo condiciones sin carga hidráulica adicional. El resultado hidrológico de la interacción de los parámetros impuestos al sistema, las condiciones de borde y, fundamentalmente las entradas (P) y salidas de agua (ETR) por el condicionamiento atmosférico se encuentra representado en la Figura 3.

El total de lluvia acumulada es de 11.589 mm mientras que la R alcanza, para todo el período, 825 mm, que representando un 7,1% de la P. Equivale a un flujo anual promedio que atraviesa el límite inferior (drenaje libre) de aproximadamente $0,051 \text{ m}^3/\text{m}^2$.

El flujo no saturado advectivo se recalculó a partir de la incorporación de dos partículas de flujo en los nodos 155 (x: 254 cm, z: 760 cm) y 265 (x: 481 cm, z: 761 cm), prácticamente a 40 cm de profundidad, algo por debajo del límite de la franja de acción radicular. Las posiciones (x) fueron arbitrarias, una de ellas por sobre una porción impermeable de la capa de tosca, y la otra sobre uno de los sectores donde la tosca está ausente.

Para la totalidad del período de simulación ($t = 5844$ días) la primera de las partículas se desplazó sobre el eje vertical 183 cm, aunque gran parte del tiempo se movilizó por sobre la capa de tosca. La velocidad media de la partícula, con respecto de z, fue de $v = 0,03 \text{ cm/d}$. La segunda partícula recorrió prácticamente todo el trayecto en sentido vertical y alcanzó a transitar una distancia de 700 cm, lo que representa una velocidad media $v = 0,12 \text{ cm/d}$. Asumiendo un espesor aproximado de 15 m de la ZNS del sector, el tiempo de tránsito, si se considera solo el flujo advectivo, sería de 34,2 años.

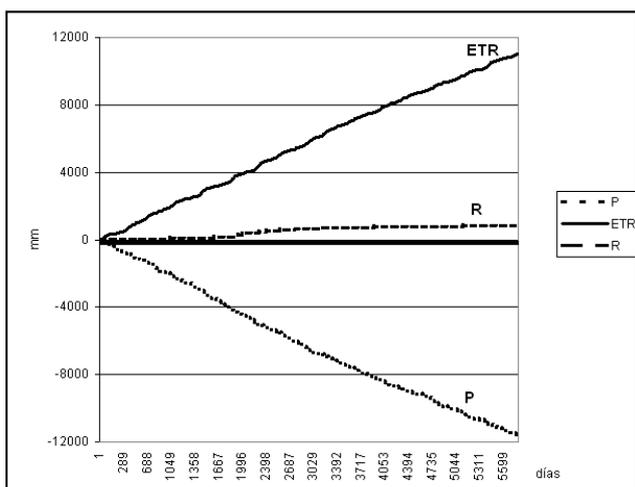


Figura 3. Flujos acumulados de entrada P (Precipitación) y salidas ETR (Evapotranspiración real) y R (Recarga) del sistema.

Transporte de solutos en la zona no saturada

Puesto que el tipo de industrias que se pretenden radicar en el parque industrial corresponden a un amplio espectro de actividades (alimenticia, construcción, textil y maderera) y de bajo impacto (fábricas de embutidos y chacinados, cemento y hormigón, ropa blanca, muebles, etc.), la evaluación de basó sobre el supuesto de pérdidas a partir de cañerías o depósitos superficiales de sustancias probablemente asociadas a las mismas. Con el propósito de cubrir el amplio espectro de posibilidades se simuló el transporte de sustancias no reactivas o conservativas (cloruros, nitratos) así como también de sustancias reactivas disueltas en agua (solventes, combustibles, metales, etc.).

Transporte de sustancias no reactivas

En el caso del transporte de una sustancia no reactiva o conservativa, es decir que no se ve afectada por el proceso de adsorción sobre las partículas sólidas ($K_d = 0$), se podría considerar como ejemplo el del ión nitrato en un ambiente oxidante. Físicamente, se planteó una pérdida o filtración de un depósito en superficie que, a partir de los nodos seleccionados, generaría una porción de terreno donde el contenido de humedad es constante, entre la saturación y capacidad de campo ($h = -100 \text{ cm}$), mientras que el resto de la superficie está bajo las condiciones atmosféricas variables. Para la simulación ($t = 365 \text{ d}$) se utilizó, por defecto, para ambos sedimentos de la ZNS, una dispersividad longitudinal y transversal igual a 0,5 y 0,1 cm respectivamente.

El desarrollo de la pluma de soluto en la ZNS muestra como por ejemplo para $t = 32$ días la misma se desplaza parcialmente por sobre la capa de tosca (Figura 4) para luego hacerlo en el sentido vertical conformando dos frentes condicionados por las "ventanas" definidas por la capa de tosca (Figura 5). En esta última se observa como, debido al proceso de dispersión, la llegada de las primeras manifestaciones del soluto alcanzan los 8 m de profundidad a los 139 días.

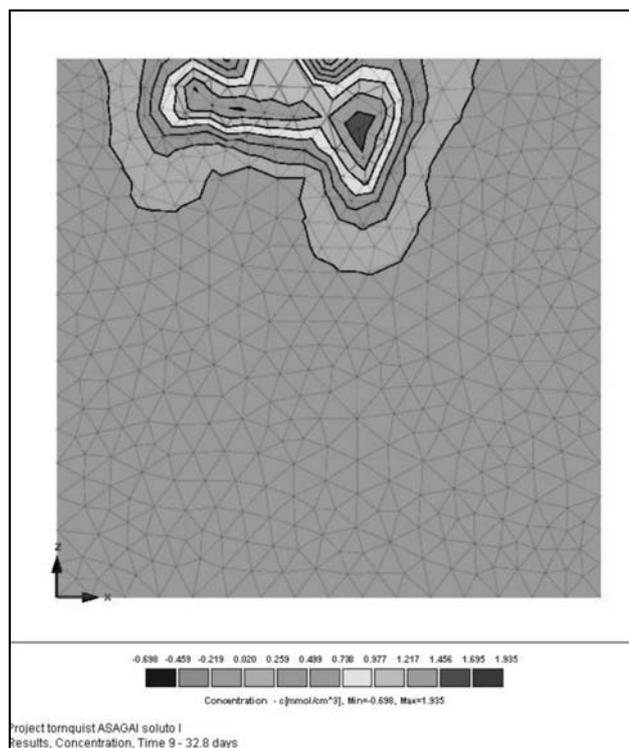


Figura 4. Distribución del soluto no reactivo en el entorno simulado ($t = 32 \text{ d}$).

Una sección vertical A-A' indicada en la Figura 5 denota la expresión longitudinal y permite visualizar la distribución de concentración $c(z)$ desde el punto de aplicación ($1 \text{ mmol}/\text{cm}^3$) hasta el límite inferior del entorno simulado para ese tiempo (Figura 6).

El pico máximo de concentración ($1,7 \text{ mmol}/\text{cm}^3$) alcanzó la profundidad de 8 m para $t = 222$ días (Figura 7).

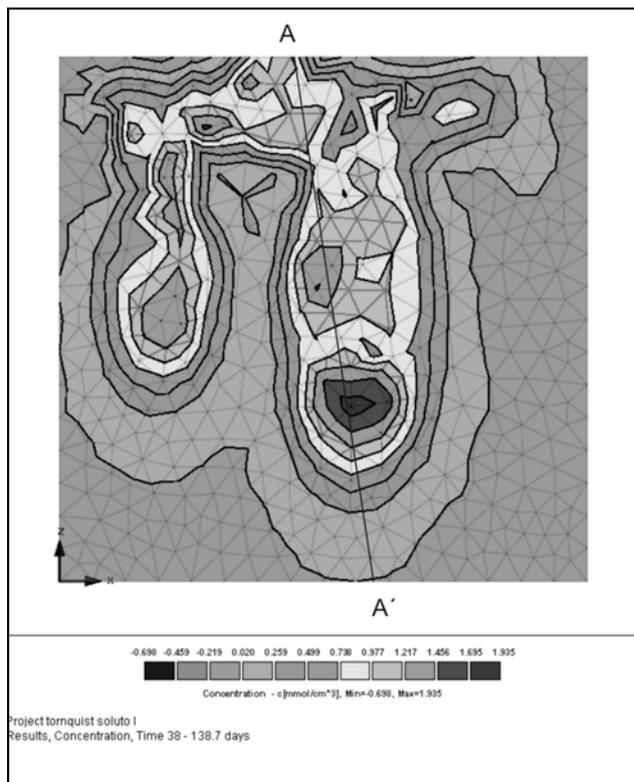


Figura 5. Distribución del soluto no reactivo en el entorno simulado ($t = 139$ d).

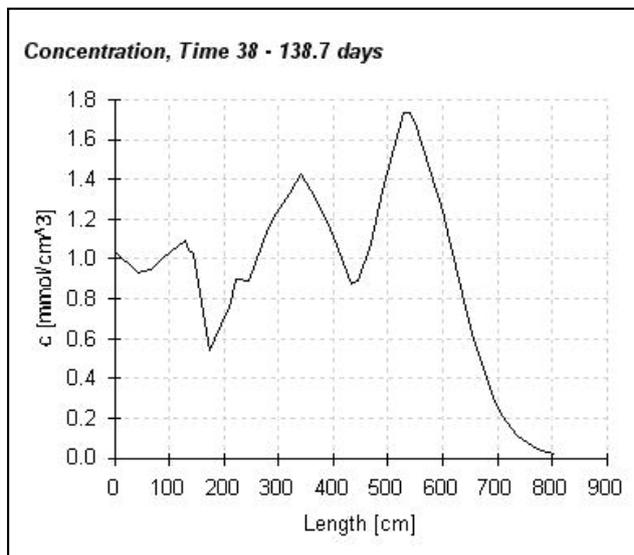


Figura 6. Perfil A-A' de concentración del soluto ($t = 139$ d).

Transporte de sustancias reactivas

La simulación del transporte de sustancias reactivas ($t_{\text{máx}} = 365$ d) se realizó considerando dos alternativas: 1) carga hidráulica constante en los puntos de aplicación, $K_d = 2$ y duración del pulso 10 días; 2) carga hidráulica constante, $K_d = 30$, duración del pulso 365 días.

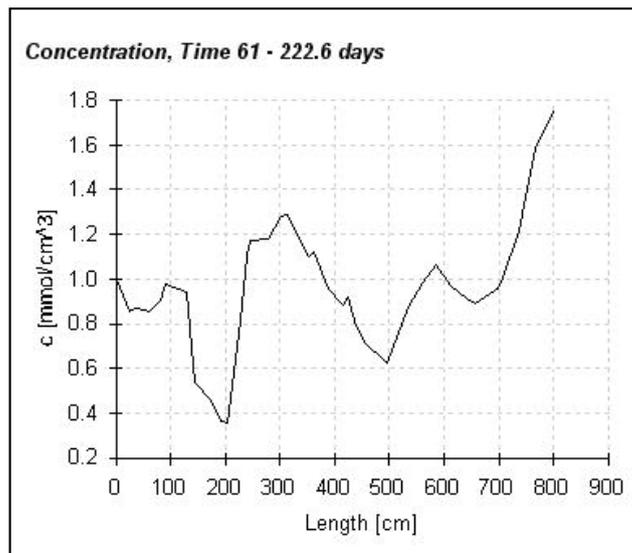


Figura 7. Perfil A-A' de concentración del soluto ($t = 222$ d).

La primera representación fue bajo condición de carga constante ($h = -100$ cm) en los nodos 7 y 8, mientras que el resto de la superficie permanece bajo las condiciones atmosféricas variables. Se consideró un pulso de 1 mmol/cm^3 de 10 días de aplicación y para ambos tipos de sedimentos los mismos parámetros de dispersividad longitudinal y transversal. El coeficiente de partición $K_d = 2$ asignado es el correspondiente a una sustancia que es afectada por el proceso de adsorción-desorción y de naturaleza variable.

La simulación muestra (Figura 8) como al cabo de los 365 días el soluto alcanza, debido al proceso de dispersión, una profundidad de 4 m. El pico de máxima concentración ($0,155 \text{ mmol/cm}^3$) se presenta alrededor de los 2,5 m de profundidad. Esta movilidad se observa en la zona donde la tosca está ausente, por el contrario hacia el sector izquierdo de la figura, la masa de soluto aún permanece por sobre la capa de menor conductividad hidráulica.

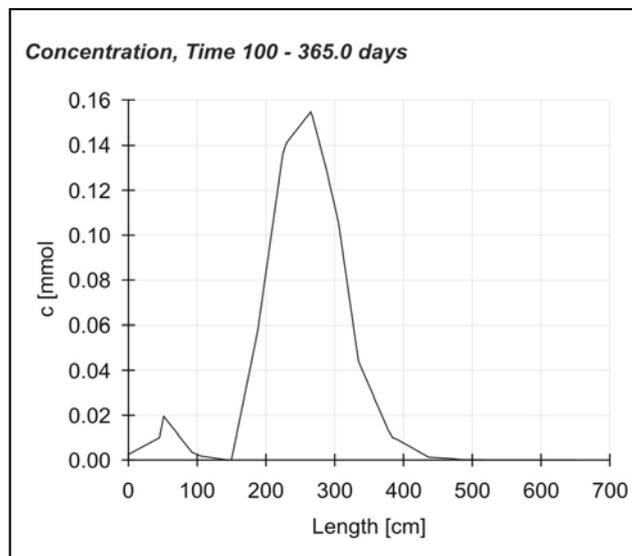


Figura 8. Distribución del soluto reactivo $K_d = 2$

La segunda representación fue también bajo condición de carga constante ($h = -100$ cm) en los nodos 7 y 8, en tanto, el resto de la superficie permanece bajo las condiciones atmosféricas variables. Se aplicó un pulso constante de 1 mmol/cm^3 de 365 días y para ambos tipos de sedimentos los mismos parámetros de dispersividad longitudinal y transversal. El coeficiente de partición $K_d = 30$ considerado es un término medio de los valores determinado en terrenos similares (Mascioli et al., 2005 y Lexow et al., 2005).

La simulación muestra como al cabo de los 365 días el soluto alcanza, debido al proceso de dispersión, una profundidad de 1 m (Figura 9).

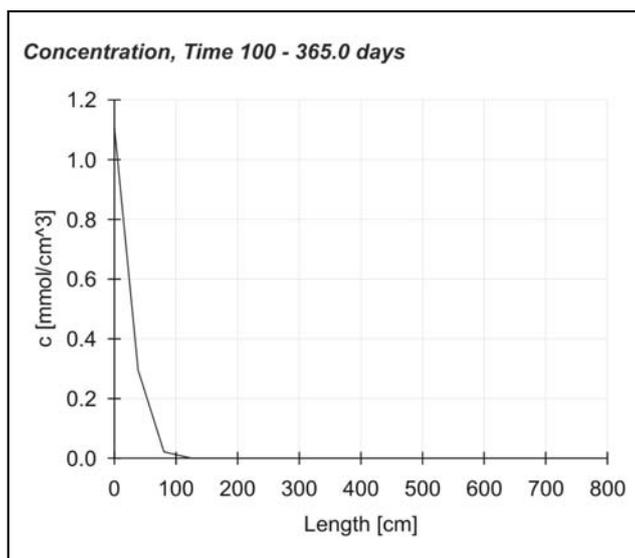


Figura 9. Distribución del soluto reactivo $K_d = 30$.

Es necesario destacar que pueden ocurrir cambios significativos en el comportamiento de algunas sustancias químicas, si la actividad antrópica genera suficiente carga orgánica o condiciones ácidas para producir una variación significativa en el Eh o pH del sector.

Los índices de vulnerabilidad del acuífero a la contaminación cuantificados en el área, señalan para el sector una valoración moderada según el método GOD (Albouy et al., 2012). De todos modos, y considerando el concepto de Foster et al. (2002) con respecto a la determinación del peligro de contaminación de un acuífero a la contaminación, se observa que aún ante cargas hidráulicas constantes las sustancias reactivas, que son la gran mayoría, sufren un significativo retardo en su paso por la ZNS lo que potencia los procesos de atenuación y degradación de los potenciales contaminantes.

CONCLUSIONES

Las condiciones hidrogeológicas del sitio investigado y los parámetros que condicionan el transporte de compuestos no reactivos y reactivos tratados con el modelo de simulación HYDRUS 2D/3D han demostrado la baja probabilidad que un contaminante, aún conservativo, alcance el acuífero freático subyacente.

Ante los resultados obtenidos y dado el tipo de industrias que se pretenden radicar en el parque industrial, que comprenden actividades diversas catalogadas de bajo impacto, se deduce que la implantación del parque industrial no modificaría las condiciones de calidad existentes en el acuífero freático, eventual fuente de abastecimiento de agua.

El empleo de programas numéricos, como herramientas interpretativas, será de suma importancia para diagramar los puntos de toma de datos de campo y gestionar futuras medidas a implementar tendientes a la preservación del recurso hídrico subterráneo.

TRABAJOS CITADOS EN EL TEXTO

ALBOUY, R., 1994.

Hidrogeología de la cuenca superior del río Sauce Chico, Sierras Australes, provincia de Buenos Aires. Tesis Doctoral. UNS. Bahía Blanca. 140 p. y anexos. (Inédita).

ALBOUY, R., 1997.

Hidrogeología de la cuenca superior del río Sauce Chico, Sierras Australes, provincia de Buenos Aires. Revista de la Asociación Geológica Argentina. 52 (1): 81-92.

ALBOUY, R., D. LAFONT Y G. BONORINO, 2012.

Protección del recurso hídrico subterráneo: evaluación preliminar en el área de Tornquist (Argentina). XI Congreso Hidrogeológico Latinoamericano. Cartagena de Indias, Colombia. Memorias/Resúmenes Extendidos en CD.

AMBROSE, R.B., 1999.

Partition coefficients for metals in surface waters, soil and waste. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. Hydrogeologic Inc., 74 p.

BELTRÁN, J., MORELL I. Y HERNÁNDEZ, F., 1995.

Estudios de adsorción de plaguicidas en suelos mediante experiencias de adsorción en columnas. En: Avances en la Investigación de la Zona No Saturada. Ed. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco. 269-279.

BURGOS J. Y FORTE LAY, J., 1978.

Capacidad de almacenaje de agua en los suelos de la región pampeana. Taller argentino-estadounidense sobre sequías. CONICET. Mar del Plata. Ed. J. Burgos, 122-143.

CARRICA J., 1993.

Balshort: Un programa de balance hidrológico diario del suelo aplicado a la región sudoccidental pampeana. XII Congreso Geológico Argentino y II Congreso de Exploración de Hidrocarburos. Actas Tomo VI: 243-248.

- CARRICA, J., 1998.
Hidrogeología de la cuenca del Arroyo Napostá Grande, Provincia de Buenos Aires.
Tesis Doctoral. UNS. Bahía Blanca. 215 p. y anexos. (Inédita).
- CARRICA, J., 2009.
Cálculo de la recarga en zonas áridas y semiáridas. Recarga de Acuíferos.
Aspectos generales y particularidades en regiones áridas.
Carrica, J., Hernández, M. y Mariño, E. (Eds). AIH-Fac. Exactas y Naturales UNLPam. 71-80.
- CARRICA, J. Y LEXOW, C., 2004.
Evaluación de la recarga natural al acuífero de la cuenca superior del Arroyo Napostá Grande, Argentina.
Revista de la Asociación Geológica Argentina. 59 (2): 281-290.
- F.A.O., 1993.
CropWat. Riego y Drenaje Nro. 46. 215 p.
- FIDALGO, F., DE FRANCESCO, F. Y PASCUAL, R., 1975.
Geología superficial de la llanura bonaerense. VI Congreso Geológico Argentino.
Relatorio Geología de la Provincia de Buenos Aires: 103-108. Buenos Aires.
- FOSTER, S., HIRATA, R., GÓMEZ, D., D'ELIA, M. Y PARIS, M., 2002.
Groundwater quality protection.
A guide for water utilities, municipal authorities and environment agencies. GW.MATE. 25071. The World Bank Washington, D.C. 103 pp.
- GONZÁLEZ URIARTE, M., 1984.
Características geomorfológicas de la porción continental que rodea a la Bahía Blanca.
IX Congreso Geológico Argentino (III): 556-576. San Carlos de Bariloche, Argentina.
- HEALY, R.W., 2010.
Estimating Groundwater Recharge.
Cambridge University Press. United Kingdom. 245 p.
- HOSTETLER, CH.J. Y ERIKSON, R.L., 1993.
Coupling of speciation and transport models.
Metals in Groundwater (Allen, Perdue, Brown, Eds.) Lewis Publishers, 173-208.
- INTA, 1989.
Mapa de suelos de la Provincia de Buenos Aires. Escala 1:500.000.
Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Edipubli S.A. Talleres Gráficos. Buenos Aires. 525 p.
- LEXOW, C., 2002.
Hidrodinámica de la zona no saturada aplicada al estudio del balance hidrológico y de contaminantes de los recursos hídricos subterráneos (Cuenca del A° del Águila).
Tesis Doctoral. UNS. Bahía Blanca. 174 p. y anexos. (Inédita).
- LEXOW, C., 2010.
Distribución del agua en un suelo Hapludol: manejo del código Hydrus 2D/3D en la modelación del flujo no saturado.
Hacia la gestión integral de los recursos hídricos en zonas de llanuras. (Eds. M. Varni, I. Extraigas, L. Vives) Instituto de Hidrología de Llanuras Dr. E. Usunoff (1): 279-286.
- LEXOW, C. Y BONORINO, A.G., 2003.
Análisis del flujo no saturado en la zona no saturada loésica por medio de un trazador conservativo.
GEOACTA, Asociación Argentina de Geofísicos y Geodestas, 28:1-7.
- LEXOW, C., MORELL, I. Y BONORINO, A.G., 2005.
Glyphosate mobility in piedmont soils of the austral ranges in the south of the Buenos Aires province.
Groundwater and Human Development (E. Bocanegra, M. Hernández, E. Usunoff, Eds.). International Association of Hydrogeologist Selected Papers. BALKEMA Publishers, The Netherlands (6), Chapter 16: 199-206.
- LEXOW, C., ALBOUY, R., CARRICA, J. Y LAFONT, D., 2013.
Funcionamiento del sistema hidrogeológico en el área del Sector Industrial Planificado de la localidad de Tornquist (Buenos Aires, Argentina).
Agua subterránea recurso estratégico (Eds. N. González, E. Kruse, M.M. Trovatto y P. Laurencena) Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (Edulp) (1): 58-65. ISBN 978-987-1985-03-6.
- LINSLEY, R.K., KOHLER, M.A. Y PAULHUS, J.L., 1982.
Hydrology for Engineers (3ed Ed.).
Ed McGraw Hill, New York. 508 p.
- LÓPEZ RODRÍGUEZ, J.J. Y GIRÁLDEZ CERVERA, J.V., 1997.
Evaluación de la modificación de la recarga por cambios en la cobertura vegetal.
En: La Evaluación de la Recarga a los Acuíferos en la Planificación Hidrológica. AIH-GE, Las Palmas de Gran Canaria, 209-227 pp.

- MASCIOLI, S., MARTÍNEZ, D. Y BOCANEGRA, E., 2005.
Determinación del coeficiente de partición de Zn en sedimentos loessicos y su utilización en la simulación de transporte reactivo.
IV Congreso Argentino de Hidrogeología, Actas I: 221-230.
- MONTGOMERY, J.H., 1996.
Groundwater Chemicals desk reference.
Lewis Publishers, Second Editions. 1345 P.
- SIMUNEK, J., VAN GENUCHTEN, M. TH. AND SEJNA, M., 2006.
The HYDRUS Software Package for Simulating Two- and Three-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media,
Technical Manual, Version 1.0, Pc Progress, Prague, Czech Republic, Pp. 241.
- VRBA, J. Y ROMIJN, E., 1986.
Impact of agricultural activities on groundwater.
International Association of Hydrogeologist - Hannover: Heise. (Castany, Groba, Romijn Eds). Vol. 5, 332 p.