

Arumí J.L., D.L. Martin y D.G. Watts 2001. Uso de una solución analítica aproximada de la ecuación de Richards para simular el movimiento del agua en la zona vadosa. Artículo presentado a este congreso, y publicado en estas memorias.

Bredeweg, S.M. 1994. Calibration of EPIC for simulating best management practices for irrigation and nitrogen. Thesis (M. S.) University of Nebraska. Lincoln.

Diffendal R.F. y F.A. Smith. 1996. Geology beneath the primary Management Systems Evaluation Area (MSEA) Site southwest of Shelton, Buffalo County, Nebraska. Geological Survey Water-Supply Paper # 1358, Washington. 12 pages.

McGuire, V.L. y J.M. Kilpatrick. 1998. Hydrogeology in the vicinity of the Nebraska management systems evaluation area site, central Nebraska. U.S. Geological Survey ; Denver, CO. 25 pages

Williams J.R., C.A. Jones, and P.T. Dyke. 1984. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. Transactions of ASAE. Vol.27. Pp. 129-144

Zheng Ch. y G.D. Bennett. 1995. Applied Contaminant Transport Modeling: Theory and Practice. Van Nostrand Reinhold, New York. 440 pages.

Zheng, C. 1995. MT3D. A modular Three-Dimensional Transport Model. Documentation and User's Guide. S.S. Papadopoulos & Associates, Inc.



Figura 5. Distancia que han recorrido las partículas de agua desde la superficie hasta una profundidad de 25 m.

Los resultados anteriores demuestran que la certificación basada en la profundidad de un pozo profundo es un pobre indicador del resultado de aplicación de fertilizantes. Si la autoridad no entiende la dinámica del sistema de agua, puede generar un conflicto, pues a pesar que el agricultor indica que no ha aplicado fertilizante, el modelo de simulación de transporte de nitratos indica que sí ha ocurrido la contaminación.

SOCIEDAD CHILENA DE INGENIERÍA HIDRÁULICA

XV CONGRESO CHILENO DE INGENIERÍA HIDRÁULICA

EVALUACIÓN DEL MODELO RISK-N PARA LA ESTIMACIÓN DE LA RECARGA DE NITRATOS A UN ACUÍFERO SUPERFICIAL, BAJO UN PREDIO AGRÍCOLA

RICARDO A. OYARZÚN L¹

JOSÉ LUIS ARUMÍ R.²

LUIS G. SALGADO S.³

MIGUEL A. MARIÑO⁴

RESUMEN

La presente investigación, actualmente en ejecución, corresponde al estudio del modelo RISK-N y la evaluación de sus posibilidades de uso para estimar recarga de nitratos a acuíferos como consecuencia de prácticas agrícolas. Este modelo, de reciente creación (Gusmán y Mariño, 1999), es de tipo analítico, y simula la dinámica de compuestos nitrogenados tanto en la zona vadosa del suelo como en el agua subterránea. Se caracteriza por considerar menos parámetros y requerir menos datos de entrada que otros modelos actualmente en uso.

La parte experimental se llevó a cabo en la estación demostrativa de riego de la Facultad de Ingeniería Agrícola de la Universidad de Concepción, ubicada en la localidad de San Carlos, Provincia de Ñuble. Se aprovechó el desarrollo de un cultivo de maíz, dado que interesaba evaluar el modelo bajo condiciones reales de manejo agrícola. Se realizaron mediciones semanales de nivel freático, muestreos mensuales de plantas, de suelo a distintas profundidades, y de agua. Esto permitió determinar los niveles de compuestos nitrogenados, amonio y especialmente nitratos, a distintas profundidades y en el agua subterránea, información que será de gran utilidad para la evaluación del modelo. Resultados preliminares muestran que la profundidad del nivel freático presenta importantes variaciones como consecuencia de los riegos aplicados, y las concentraciones de N-NO_3^- en el agua subterránea son en general bajas, no superando los 5 mg/l.

¹Alumno Magister en Ingeniería Agrícola, y ² Profesor Asistente, Facultad de Ingeniería Agrícola, U. de Concepción

³Profesor Titular, Facultad de Ingeniería Agrícola, Universidad de Concepción

⁴Profesor Land Air and Water Resources, University of California, Davis CA.

1. INTRODUCCIÓN

La agricultura moderna se caracteriza por ser una actividad intensiva en el uso del riego y de productos químicos como fertilizantes y plaguicidas. Al igual que otras actividades productivas, es una importante fuente de contaminación del medio ambiente si es que sus insumos no se manejan en forma adecuada. La utilización excesiva de productos químicos y los grandes volúmenes de agua aplicados con el riego, dada la baja eficiencia de los métodos comúnmente utilizados, tienen como consecuencia la lixiviación de dichas sustancias, afectando aguas de drenaje y acuíferos (Arumí, 2000).

El grave riesgo de contaminación, tanto de las aguas superficiales como subterráneas, es un problema a nivel mundial, por lo que se están realizando numerosos esfuerzos con el objetivo de estudiar y simular las fuentes de recarga, y adoptar las medidas necesarias tendientes a prevenir o minimizar la contaminación de acuíferos en áreas agrícolas (Phillips, 1994). En Chile, el problema no es menos serio, existiendo antecedentes que señalan una activa interacción entre aguas superficiales y subterráneas, por lo que descargas de contaminantes superficiales pueden transferirse con gran facilidad, en general, hacia las aguas subterráneas (Peña, 1993).

De todos los contaminantes de aguas subterráneas, el nitrato (NO_3^-) es uno de los más abundantes, dado que suele ser incorporado masivamente a los suelos como fertilizante, y presenta una elevada movilidad y estabilidad en los sistemas de aguas subterráneas (Peña et al, 1990). De hecho, en EEUU es el contaminante principal y más ampliamente distribuido (Gusmán y Mariño, 1999) y en Chile, a pesar de no existir estudios completos al respecto, se le reconoce como uno de los agentes contaminantes de mayor importancia (Peña et al, 1990).

Considerando lo anterior, la investigación que se presenta pretende evaluar y estudiar un modelo de simulación de la dinámica del nitrógeno, básicamente nitrato, tanto en la zona no saturada como saturada del suelo. Este modelo, llamado RISK-N, es de reciente desarrollo, y requiere menos datos y parámetros de entrada que cualquier otro modelo actualmente disponible que considere el sistema completo (Gusmán y Mariño, 1999). Debido a esto, podría constituir una herramienta de gran utilidad en lo que se refiere básicamente a la planificación y manejo del agua y fertilizantes a gran escala, o para el análisis del efecto ambiental de actividades agrícolas.

2. METODOLOGÍA

2.1 Modelo RISK-N

El modelo RISK-N es un modelo analítico, con base física, de transporte de nitratos, que incluye tanto la zona no saturada como saturada del suelo. Los procesos de transformación de nitrógeno (N) simulados incluyen mineralización, inmovilización, volatilización y adsorción de amonio, nitrificación, desnitrificación y lixiviación.

En la simulación, el modelo separa la zona no saturada en zona superior de raíces, zona inferior de raíces y zona vadosa intermedia, como se observa en la Figura 1, debido a que ciertos procesos de transformación del N ocurren predominantemente en los primeros 30 cm.

El transporte en cada zona del suelo no saturado se simula bajo la premisa de mezcla completa (promedios espaciales) de las concentraciones de N. En cambio, en la zona saturada se considera la ecuación de advección-dispersión (unidimensional), la que es resuelta en forma analítica.

Los parámetros del modelo fueron medidos o estimados directamente de los datos obtenidos en terreno.

2.2 Estación experimental

La parte experimental del estudio se realizó en la Estación Demostrativa de Riego de la Facultad de Ingeniería Agrícola de la Universidad de Concepción, ubicada 6 km al N de la localidad de San Carlos, Provincia de Ñuble, VIII Región.

Los suelos son del tipo Trumao, y pertenecen a la Serie Talquipén, la que agrupa a suelos delgados a moderadamente profundos, de permeabilidad baja (CNR, 1987). En el sector de estudio existe un estrato impermeable ubicado entre 1,2 y 1,8 m de profundidad, lo que favorece la existencia de un nivel freático (NF) cercano a la superficie.

El clima se clasifica como Mediterráneo temperado, y corresponde al Agroclima Chillán (Novoa et al, 1989). El régimen térmico se caracteriza por una temperatura media anual de 14°C , con una máxima media en Enero, el mes más cálido, de $28,8^\circ\text{C}$. El régimen hídrico se caracteriza por una precipitación anual de 1.025 mm y una evaporación de bandeja que alcanza los 1.331 mm/año, siendo el máximo mensual también en Enero con 245 mm.

Dado que interesa evaluar el modelo bajo condiciones de manejo agrícola reales, se aprovechó el desarrollo de un cultivo de maíz para grano, híbrido Mycogen 2722, sembrado el 22 de Noviembre del 2000, en una superficie de 3 has., aproximadamente. Si bien la cosecha estaba planificada para Mayo del 2001, por factores climáticos y agronómicos ésta no se había realizado al momento de la preparación del presente documento (fines de Julio del 2001). Sin embargo, para efectos del estudio las mediciones en terreno finalizaron en Mayo.

Se llevó a cabo un completo registro de las labores realizadas, especialmente la aplicación de fertilizantes nitrogenados y riegos. Con respecto a esto último, se instalaron aforadores de canoa tipo Parshall tanto en la entrada como en la salida del lugar del cultivo, lo que permitió realizar el balance correspondiente y conocer así la cantidad total de agua aplicada vía riego. Esto adquiere especial importancia si se considera que el agua es el "vehículo de transporte" del nitrato a través del suelo.

2.3 Red de monitoreo

Se instaló una red de 16 punteras de PVC (diámetro 63 mm), distanciadas a 36 m y cubriendo una superficie de 1.296 m^2 aproximadamente, como se muestra en la Figura 2, con perforaciones en su parte inferior y envueltas en geotextil. Las mediciones realizadas permitieron caracterizar el agua subterránea en lo que se refiere a la dirección del flujo y magnitud del gradiente hidráulico, información necesaria para la correcta utilización modelo.

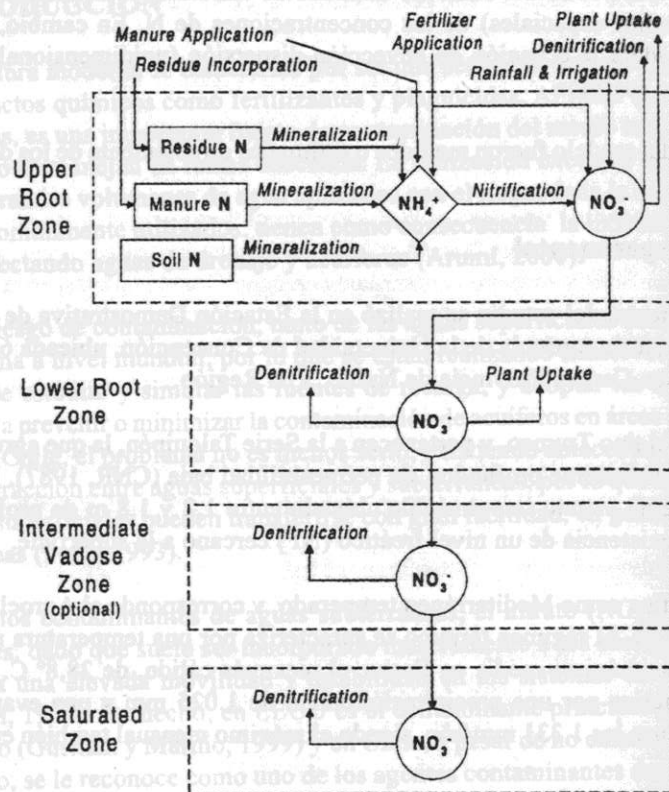


Figura 1. Esquema conceptual modelo RISK-N (Tomado de Guzmán y Mariño, 1999)

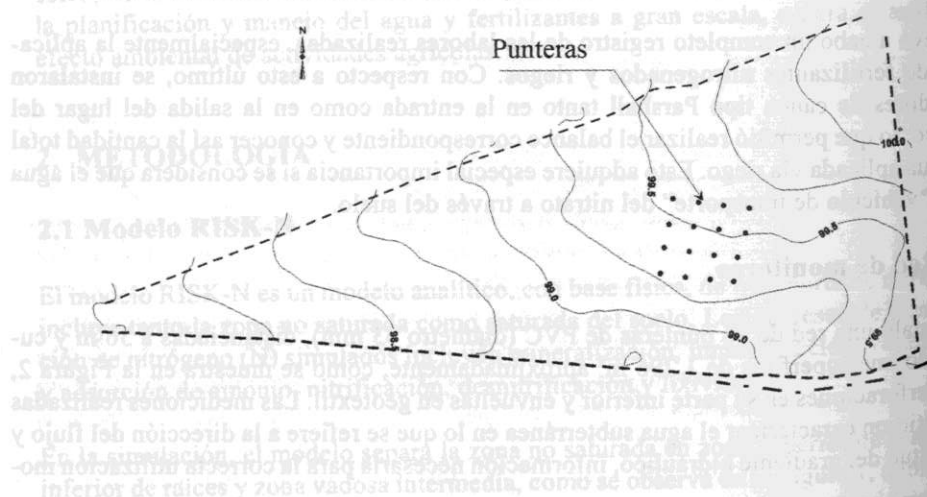


Figura 2. Disposición de red de punteras en zona de estudio

Además, se recopiló información meteorológica (temperatura aire, suelo, precipitación, evaporación de bandeja) durante el desarrollo del experimento, por medio de una estación semiautomática existente en el predio.

2.4 Programa de monitoreo

Previo a la siembra, se tomaron muestras de suelo y agua para tener así información de la condición inicial, antes del cultivo. Durante el experimento y una vez instalada la red de punteras se realizaron mediciones semanales del nivel freático, muestreos mensuales de suelo a distintas profundidades y muestreos mensuales de agua en las punteras, para conocer las concentraciones de amonio, y especialmente nitratos, a distintas profundidades y en el agua subterránea, bajo el cultivo de maíz. Además, se tomaron muestras de plantas, y se caracterizaron los suelos (conductividad hidráulica, densidad aparente, textura, capacidad de campo), información importante para el uso del modelo.

2.5 Evaluación del modelo

Con la información recopilada se espera evaluar el desempeño del modelo, considerando para ello criterios estadísticos como la raíz del cuadrado medio del error (RMSE) y el error relativo (RD). Además, dada la importancia de detectar el grado de influencia de la variación de diversos parámetros en los resultados obtenidos, se llevará a cabo un análisis de sensibilidad. Este incluirá factores como niveles iniciales de N en el suelo y agua, cantidades de agua y fertilizante aplicadas, coeficiente de adsorción de amonio, tasas de desnitrificación, espesor promedio de estratos y características del acuífero.

3. RESULTADOS Y DISCUSIONES

3.1 Características de los suelos

Estos son de textura arcillosa en superficie a franco arcillosas en profundidad (Sistema USDA), con baja densidad aparente, del orden de 1,2 g/cm³. Presentan también un bajo nivel de materia orgánica, menor a 5%, que se concentra en los primeros 30 cm de profundidad.

Son suelos levemente ácidos, con pH (agua 1:2,5) que varía desde 5,8 en el estrato superficial (0-30 cm) hasta 6,4 a mayor profundidad.

3.2 Características del acuífero superficial

La profundidad del nivel freático está fuertemente influida por los eventos de riego, y varía entre 80 y 120 cm aproximadamente, antes y después de éstos. La dirección del flujo es Este-Oeste, debido a un gradiente hidráulico de 0,007 m/m existente en esa dirección, como se muestra en la Figura 3. En ella se puede observar que las curvas equipotenciales se presentan espaciadas en forma relativamente homogénea, situación que se repite sin mayores cambios para todo el período de estudio. Esto hace presumir que la conductividad hidráulica es homogénea en la zona de la investigación, y es del orden de los 4 m/día, por lo que la velocidad de Darcy alcanza a los 0,028 m/día.

Con respecto a características químicas como pH y Eh, los valores determinados en terreno se encuentran en el rango considerado como normal para aguas subterráneas (Lowrance y Pionke, 1989). Es así como el pH fluctúa entre 5,97 y 7,25, mientras que el potencial Redox presenta valores entre -39,2 y 42 mV.

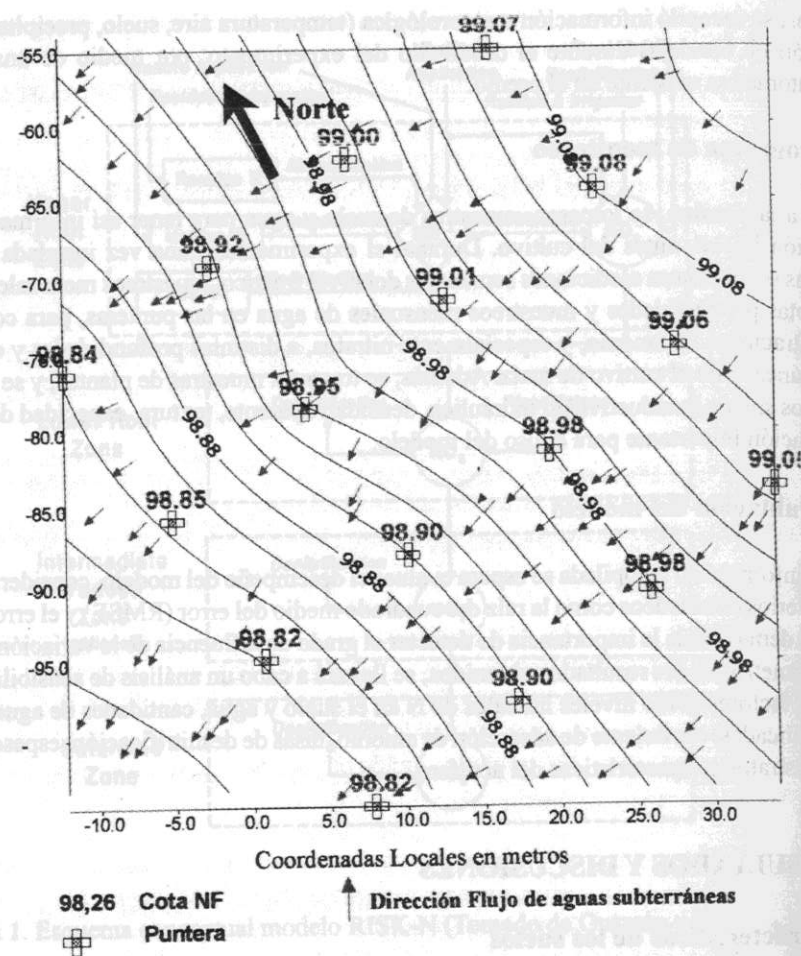


Figura 3. Líneas equipotenciales. Ejemplo del 18 de Enero, antes de un riego.

3.3 Niveles de nitratos en suelos y aguas

La Figura 4 muestra la variación temporal de las concentraciones de nitratos en el suelo para las distintas profundidades consideradas. En ella es posible observar que excepto el último muestreo realizado (principios de Mayo), el nivel de nitratos fue en general bajo, menor a 10 mg/l, concentrándose principalmente en los primeros 30 cm.

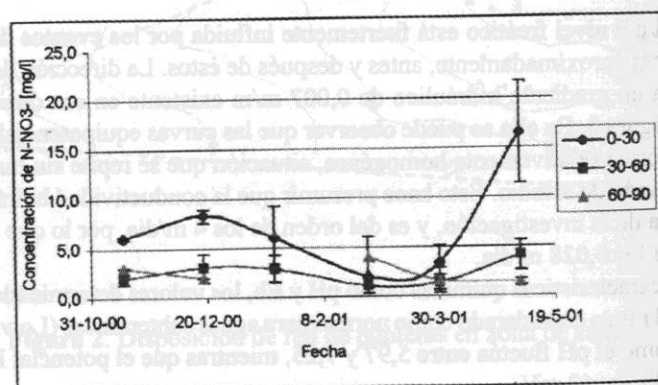


Figura 4. Variación temporal y espacial de la concentración de Nitratos en el suelo.

Lo sucedido en el último muestreo no tiene por el momento una causa directamente identificable, dado que la fertilización con nitrógeno se realizó en Noviembre, a la siembra, utilizando mezclas, y en Enero, vía urea, y podría deberse sólo a un efecto del lugar específico desde donde se tomó la muestra. Además, el agua utilizada para riego presentaba concentraciones inferiores a 1 mg/l, por lo que evidentemente no es la causa de esta situación.

Ahora bien, este aumento del nivel de nitrato registrado no se refleja en la concentración de este ión en el agua subterránea, como se muestra en la figura 5. En ella se puede observar que el nivel de N-NO_3^- fue siempre bajo, menor a 10 mg/l (norma chilena e internacional), y con una tendencia clara a disminuir en la medida que se desarrollaba el experimento.

Esto se podría deber a la absorción de N por parte del cultivo, que impide su lixiviación, o la ocurrencia en forma importante del proceso de desnitrificación, considerando que las características químicas del agua subterránea del lugar de estudio, en términos de pH y Eh, no favorecen, termodinámicamente hablando, la presencia de este ión.

3.4 Sensibilidad del Modelo RISK-N

Gusmán y Mariño (1999) presentan un análisis de sensibilidad del modelo para el flujo de nitratos desde la zona vadosa intermedia, en un horizonte de 30 años, considerando los parámetros de porosidad del suelo, factor de lavado y tasa de desnitrificación. Según este trabajo, la porosidad y la tasa de desnitrificación son los parámetros que más influyen sobre el flujo de NO_3^- hacia el acuífero.

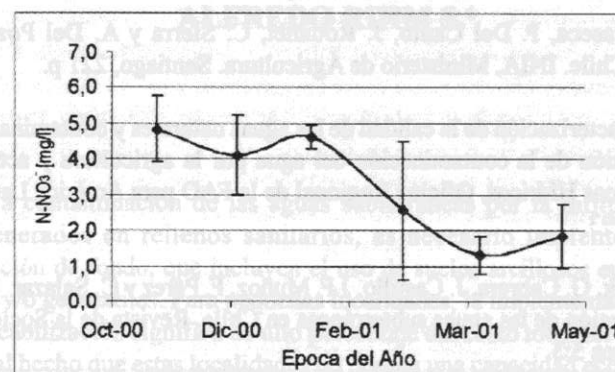


Figura 5. Variación temporal de concentración de nitratos en agua subterránea.

Otro factor interesante de considerar es el coeficiente de adsorción de amonio del suelo, o coeficiente de partición. Este factor tiene que ver con el retardo en el movimiento del ión amonio a través del suelo y en el acuífero, e indirectamente afecta el nivel de nitratos. Si bien no existe mayor información bibliográfica al respecto (específicamente para el amonio), es un coeficiente considerado por muchos modelos de transporte de contaminantes, y también por RISK-N, y que debe ser considerado como un factor de calibración, que permita acercar los valores simulados con los observados.

4. CONCLUSIONES

A mediano plazo se espera que los resultados permitan planificar e implementar un experimento de mayor duración tendiente a estudiar la dinámica del N y el balance de nitratos como consecuencia de actividades agrícolas a mediano plazo, en sectores representativos del Valle Central. Además, el uso del modelo RISK-N permitiría analizar directamente el impacto de prácticas de manejo agrícola en la contaminación de acuíferos superficiales por nitratos.

Lo anterior adquiere importancia si se considera que la recarga es el principal mecanismo a través del cual la agricultura afecta la calidad del agua subterránea. Así se podría extender esta investigación a los acuíferos del Valle Central de Chile, en general, permitiendo mejorar el conocimiento de los procesos y variables que afectan la recarga, el transporte y la asimilación de contaminantes de origen agrícola en ellos.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación es parte del proyecto "Análisis de las Variables y Procesos que afectan la vulnerabilidad de un acuífero libre frente a contaminación de origen agrícola" (DIUC N° 200.133.005-1.0) financiado por la Dirección de Investigación de la Universidad de Concepción.

REFERENCIAS

Arumí, J.L. 2000. Modeling the effects of agricultural management practices on groundwater quality and quality. Ph.D. Dissertation. University of Nebraska-Lincoln, USA.

Gusmán, J. y M. Mariño. 1999. Analytical modelling of nitrogen dynamics in soils and groundwater. Journal of Irrigation and Drainage Engineering. Vol. 125, N° 6, pp. 330-337.

Lowrance, R.R. y H.B. Pionke. 1989. Transformations and Movement of Nitrate in Aquifer Systems, pp:373-392. En: Nitrogen Management and Ground Water Protection. Chapt. 13. Editado por R. F. Follet. Elsevier, Holanda. 398 p.

Novoa, R., S. Villaseca, P. Del Canto, J. Rouanet, C. Sierra y A. Del Pozo. 1989. Mapa Agroclimático de Chile. INIA, Ministerio de Agricultura. Santiago, 221 p.

Peña, H. 1993. Caracterización de la calidad de las aguas naturales y contaminación agrícola en Chile. En: Prevención de la contaminación del agua por la agricultura y actividades afines. Informes sobre Temas Hídricos, Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe. Santiago, Chile, 1993.

Peña, H., R. Abeliuk, G. Cabrera, J. Castillo, J.F. Muñoz, F. Pérez y C. Salazar. 1990. El problema de la contaminación de las aguas subterráneas en Chile. Revista de la Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica 5:3.

Phillips, F.M. 1994. Environmental tracers for water movement in desert soils in the American Southwest. Soil Science Society of America Journal, Vol 58, 15-24.

Figura 3. Línea conceptual. Ejemplo del 18 de Enero.

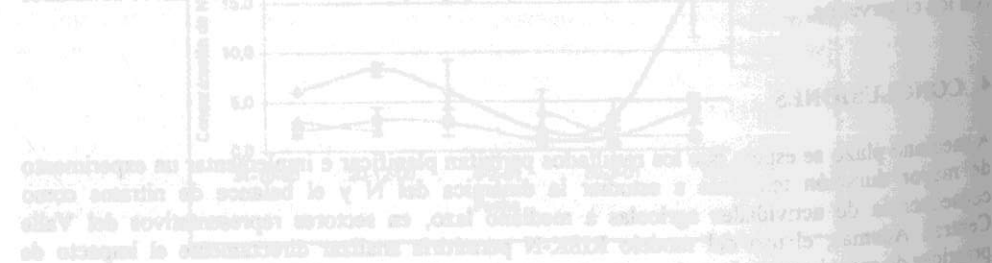


Figura 4. Variación temporal y espacial de la concentración de nitrato en el acuífero.

SOCIEDAD CHILENA DE INGENIERÍA HIDRÁULICA

XV CONGRESO CHILENO DE INGENIERÍA HIDRÁULICA

LÍQUIDOS PERCOLADOS

ATENUACIÓN NATURAL DE LÍQUIDOS PERCOLADOS EN AGUAS SUBTERRÁNEAS

EMILIO FERNÁNDEZ A.¹

CARLOS ESPINOZA C.²

MARIA PÍA MENA P.³

ALFREDO RIHM S.⁴

RESUMEN

Para prevenir la contaminación de las aguas subterráneas por la infiltración de líquidos percolados, generados en rellenos sanitarios, es necesario implementar sistemas de impermeabilización de fondo, que incluyen el uso de suelos arcillosos en combinación con geomembranas y/o geotextiles. Para pequeñas localidades, la implementación de estos sistemas de impermeabilización significa un alto porcentaje del costo total del relleno a construir, lo que sumado al hecho que estas localidades no poseen una capacidad económica suficiente, se ven imposibilitadas de contar con un sistema adecuado de disposición de residuos sólidos.

Bajo el supuesto que en localidades pequeñas el principal componente de los residuos sólidos es material orgánico, mientras que la concentración de metales pesados es despreciable, se ha evaluado técnicamente una situación en la cual no se incluye un sistema de impermeabilización para el relleno sanitario. Bajo estas condiciones, los líquidos percolados que se generan se infiltran hacia el subsuelo, donde su concentración es reducida debido a un conjunto de procesos naturales, los que se conocen como procesos de atenuación natural.

¹ Ingeniero Civil, Departamento de Conservación y Protección de Recursos Hídricos, Dirección General de Aguas

² Ingeniero Civil, Ph.D., Académico, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile

³ Ingeniero Civil, M.Sc., Académico, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile

⁴ Ingeniero Civil, M.Sc., Centro Nacional del Medio Ambiente, CENMA, Santiago, Chile.