

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 4. Variación temporal y espacial de la concentración de nitrato en un acuífero libre.

## SOCIEDAD CHILENA DE INGENIERÍA HIDRÁULICA

### XV CONGRESO CHILENO DE INGENIERÍA HIDRÁULICA

#### LÍQUIDOS PERCOLADOS

### ATENUACIÓN NATURAL DE LÍQUIDOS PERCOLADOS EN AGUAS SUBTERRÁNEAS

EMILIO FERNÁNDEZ A.<sup>1</sup>

CARLOS ESPINOZA C.<sup>2</sup>

MARIA PÍA MENA P.<sup>3</sup>

ALFREDO RIHM S.<sup>4</sup>

#### 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.

<sup>1</sup> Ingeniero Civil, Departamento de Conservación y Protección de Recursos Hídricos, Dirección General de Aguas

<sup>2</sup> Ingeniero Civil, Ph.D., Académico, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile

<sup>3</sup> Ingeniero Civil, M.Sc., Académico, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile

<sup>4</sup> Ingeniero Civil, M.Sc., Centro Nacional del Medio Ambiente, CENMA, Santiago, Chile.

## 1. INTRODUCCIÓN

En la actualidad existe una gran variedad de alternativas para dar una solución óptima al problema de disposición final de los residuos sólidos de una comunidad, pero la mayoría de ellas tienen un costo que va más allá de las posibilidades presupuestarias de una municipalidad promedio de Chile, y sólo el relleno sanitario se presenta como accesible a la realidad nacional.

A pesar de que el relleno sanitario se ha convertido en una alternativa de disposición de residuos sólidos ampliamente utilizada, aún persisten dudas acerca de su efectividad para contener y manejar en forma adecuada los volúmenes de líquidos percolados que se generan durante su operación. En la actualidad, los líquidos percolados son contenidos dentro del relleno sanitario mediante sistemas de impermeabilización de fondo, que permiten acumular dichos líquidos para posteriormente bombearlos hacia plantas de tratamiento, en las cuales se procede a su depuración. El costo de este sistema de contención y tratamiento puede, en el caso de ciudades de pequeño tamaño, ser sumamente elevado, lo que en muchos casos impide la selección de un relleno sanitario para el tratamiento y disposición final de los residuos sólidos para dichas localidades.

En el caso de ciudades de pequeño tamaño es posible considerar exenciones, respecto a un diseño tipo para grandes ciudades, en base a consideraciones de que el medio ambiente tiene una capacidad natural de asimilar las emisiones de estos pequeños rellenos y que no sufrirá alteraciones que se puedan considerar irreversibles. Estas exenciones tienen como objeto evitar costos elevados de infraestructura para prevenir o mitigar efectos de emisiones, principalmente líquidas y gaseosas, haciendo de esta forma viable económicamente el proyecto, evitando su no realización, que resultaría finalmente más dañina para la comunidad y el medio ambiente. De esta manera, se puede considerar un diseño de relleno sanitario más económico, que no incluya impermeabilización de fondo ni sistemas de tratamiento de los líquidos percolados. Bajo estas condiciones, se produciría la migración o transporte de los líquidos percolados, los que serían asimilados o atenuados en la zona no saturada o saturada del suelo. A esta capacidad de reducción de la concentración de algunos compuestos se le conoce en el campo de la investigación como atenuación natural de contaminantes.

Bajo el supuesto que en pequeños poblados (por ejemplo con menos de 10.000 habitantes), el principal componente de los desechos generados corresponde a materia orgánica, es posible analizar el efecto de atenuación natural dentro de la matriz de suelo, debido a la acción de microorganismos que la utilizan como sustrato.

A pesar de que la materia orgánica puede ser degradada por microorganismos en el sistema acuífero, tal degradación podría ser insuficiente, produciéndose la contaminación de las aguas subterráneas en una región, lo que dependiendo del uso que se le dé a este recurso, puede provocar efectos perjudiciales para la población. Por lo anterior, es importante evaluar la magnitud de la contaminación potencial para considerar la aceptación de rellenos sanitarios carentes de sistemas de impermeabilización de fondo, para lo cual se debe entender y caracterizar de la mejor manera posible el proceso de biodegradación al que está sujeta la materia orgánica en el medio poroso saturado. Para cumplir con lo anteriormente señalado en este estudio, se consideró una revisión de diversos modelos que caracterizan la biodegradación de la materia orgánica, determinándose el más apropiado a utilizar de acuerdo a los recursos requeridos y disponibles. Una vez determinado el modelo y los programas computacionales a utilizar para el estudio del proceso de biodegradación de la materia orgánica en las aguas subterráneas, se efectuó un análisis de sensibilidad a los parámetros que

caracterizan la biodegradación, para analizar su importancia relativa en dicho proceso, para canalizar recursos en la determinación de aquellos que resulten más importantes. Posteriormente, se considera la aplicación a una zona real del país, considerando una modelación en dos y tres dimensiones, para ver posibles discrepancias en los resultados obtenidos.

## 2. LÍQUIDOS PERCOLADOS

Los líquidos percolados producidos en un relleno sanitario son el resultado de distintos procesos tales como la descomposición de la basura, la liberación de la humedad inicial contenida en los desechos y las interacciones entre éstos y el agua superficial (y eventualmente subterránea) que infiltra en el relleno sanitario (Rihm, 1994). Su composición depende de diversos factores, entre los que se pueden mencionar: las características de los desechos depositados en el relleno sanitario, aspectos climáticos e hidrogeológicos, y el grado de estabilización del relleno sanitario (González, 2000). De la gran variedad de compuestos que se pueden encontrar en los líquidos percolados de residuos domiciliarios, se puede indicar que más del 97% de éstos pueden ser clasificados en cuatro categorías (Fernández, 2001). Estos cuatro grupos principales corresponden a Materia Orgánica, Compuestos Orgánicos Específicos, Macrocomponentes Inorgánicos y Metales Pesados.

En estudios como los de Rihm (1994) y Kjeldsen (1996), se entrega una clasificación de los líquidos percolados en función de su estado de estabilización, encontrándose los siguientes tipos:

- percolados jóvenes con alta carga orgánica, valores de DQO mayores a 20000 mg/l, alto contenido de metales (hasta 2000 mg/l) y degradabilidad media ( $DBO_5/DQO > 0.65$ ),
- percolados estabilizados con baja carga orgánica, valores de DQO menores a 2000 mg/l, bajo contenido de metales (menos de 50 mg/l) y biodegradabilidad muy débil ( $DBO_5/DQO < 0.1$ ), y
- percolados con características intermedias a los dos anteriores.

La producción de líquidos percolados en un relleno sanitario es directamente proporcional a la precipitación caída en la zona de interés. De esta manera, para rellenos sin capas de protección superficial, la tasa de producción de percolados asciende a un 60% del agua caída en la zona. Lo anterior permite estimar la tasa de incorporación de líquidos percolados al suelo en estos tipos de rellenos utilizando la precipitación media en la zona de estudio (González, 2000).

## 3. MECANISMOS DE TRANSPORTE Y DEGRADACIÓN DE CONTAMINANTES EN MEDIOS POROSOS SATURADOS

Para estudiar el comportamiento que presentan ciertos contaminantes presentes en los líquidos percolados en la zona saturada del suelo, se hace necesario representar, mediante ecuaciones matemáticas, los fenómenos físicos, químicos y biológicos a los cuales están sometidos en el medio poroso. Para cumplir con lo anterior, se debe representar el transporte y degradación que sufren estos contaminantes una vez que alcanzan la zona saturada del suelo, resolviendo secuencialmente el problema de flujo de aguas subterráneas y transporte de contaminantes, incluida su degradación si es que eventualmente están sujetos a reacciones dentro de la matriz de suelo.

El flujo de las aguas subterráneas en régimen impermanente, en un medio heterogéneo y anisotrópico, es modelado por las siguientes relaciones:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( K_{xx} \cdot \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_{yy} \cdot \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_{zz} \cdot \frac{\partial h}{\partial z} \right) - q_s = S_s \cdot \frac{\partial h}{\partial t} \quad (1)$$

$$v_i = - \frac{K_{ij}}{\phi} \cdot \frac{\partial h}{\partial x_i} \quad (2)$$

donde  $K_{xx}$ ,  $K_{yy}$ ,  $K_{zz}$  corresponden a la permeabilidad en las direcciones  $x$ ,  $y$ ,  $z$  ( $L/T$ ),  $h$  es el nivel piezométrico ( $L$ ),  $q_s$  es el flujo de una fuente o sumidero por unidad de volumen ( $1/T$ ),  $S_s$  es el almacenamiento específico del medio poroso ( $1/L$ ),  $t$  es tiempo ( $T$ ),  $v_i$  es la velocidad real o de poros ( $L/T$ ), y  $\phi$  es la porosidad del suelo (adimensional). Por su parte, el transporte de percolado en el medio poroso se puede modelar por las siguientes relaciones matemáticas:

$$\frac{d\bar{C}_{im}}{dt} = \tau \quad \text{donde } im = 1, 2, \dots, (n-m) \quad (3)$$

$$\frac{\partial C_k}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left( D_{ij} \cdot \frac{\partial C_k}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (v_i \cdot C_k) + \frac{q_s}{\phi} \cdot C_{sk} + r_c \quad \text{donde } k = 1, 2, \dots, m \quad (4)$$

donde  $n$  es número total de especies,  $m$  es número total de especies en fase líquida (móviles),  $C_k$  es la concentración de la  $k$ -ésima especie en fase líquida ( $M/L^3$ ),  $\bar{C}_{im}$  es la concentración de la  $im$ -ésima especie en fase sólida ( $M/L^3$  o  $M/M$ ),  $D_{ij}$  es el coeficiente de dispersión hidrodinámico ( $L^2/T$ ),  $C_s$  es la concentración de la fuente o sumidero ( $M/L^3$ ),  $r_c$  representa la tasa de todas las reacciones que ocurren en la fase líquida ( $M/L^3T$ ), y  $\tau$  representa la tasa de todas las reacciones que ocurren en la fase sólida ( $M/MT$  o  $M/L^3T$ ), (Fernández, 2001). La ecuación (3) sólo da cuenta del cambio de concentración de los compuestos en estado inmóvil (sólido) por la acción de posibles reacciones a las que éstos pueden estar sujetos, en cambio la ecuación (4) incluye los términos que representan la variación de la concentración del compuesto (en estado líquido) debido a efectos de dispersión, advección, existencia de fuentes o sumideros y ocurrencia de posibles reacciones en la matriz de suelo.

La modelación de la biodegradación de contaminantes orgánicos en aguas subterráneas permite estimar la contribución de este proceso en la atenuación de un contaminante (materia orgánica presente en los líquidos percolados) en el agua, más aún si se considera que este proceso corresponde a uno de los principales responsables de la atenuación de contaminantes orgánicos en el suelo. Esta modelación ha evolucionado desde la utilización de modelos simples, como por ejemplo, modelos instantáneos de reacción, hasta modelos más complejos, representando el proceso mediante una relación doble de Monod, aumentando el detalle de la representación (especies involucradas en el proceso y relaciones más realistas del proceso) y aumentando el grado de dificultad de los estudios realizados. La expresión típica de una cinética de Monod doble para representar el consumo de un compuesto orgánico es la siguiente:

$$r_c = \frac{\mu_m}{Y_{X/D}} \cdot X \cdot \frac{C}{K_C + C} \cdot \frac{O}{K_O + O} \quad (5)$$

donde  $r_c$  es la tasa de consumo del compuesto orgánico,  $\mu_m$  es la tasa máxima de crecimiento de los microorganismos que efectúan la degradación,  $Y_{X/D}$  es el coeficiente de producción,  $X$  es la concentración de microorganismos,  $C$  es la concentración de compuesto orgánico, y  $O$  es la concentración de oxígeno. Finalmente,  $K_C$  y  $K_O$  son las constantes de semisaturación para el compuesto orgánico y el oxígeno, respectivamente.

Para simular la biodegradación de la materia orgánica presente en los líquidos percolados se consideró el Modelo Doble de Monod (RT3D) realizado por Clement en 1997, simplificándolo a una expresión tipo simple de Monod. Esta representa una buena aproximación del escenario de estudio y es factible de utilizar pues se encuentra implementada en el software comercial RT3D,

como uno de los módulos de reacciones disponibles en el programa, que a su vez se encuentra dentro de la versión comercial del programa de flujo de aguas subterráneas Visual MODFLOW. Las principales características y aspectos que considera el modelo escogido se pueden resumir en los siguientes puntos:

1. El principal mecanismo de degradación de la materia orgánica presente en los líquidos percolados es la biodegradación anaeróbica, dado que el oxígeno presente inicialmente en el medio es rápidamente consumido.
2. Se desprecia la acción de los microorganismos adheridos (fijos) al medio poroso saturado, suponiendo de esta forma, que la degradación de la materia orgánica es realizada principalmente por los microorganismos en fase líquida.
3. Las simplificaciones realizadas al esquema general presentado por Clement (1997) permiten obtener el siguiente sistema de ecuaciones que modelan el transporte de la materia orgánica (expresada, por ejemplo, como DBO) y de los microorganismos en estado disuelto (medidos en  $mg/L$ ).

Para la materia orgánica:

$$R_D \cdot \frac{\partial [D]}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left( D_{ij} \cdot \frac{\partial [D]}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (v_i \cdot [D]) + \frac{q_s}{\phi} \cdot [D_s] - k \cdot [X] \cdot \left( \frac{[D]}{K_D + [D]} \right) \quad (6)$$

Para los microorganismos:

$$\frac{\partial [X]}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left( D_{ij} \cdot \frac{\partial [X]}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (v_i \cdot [X]) + \frac{q_s}{\phi} \cdot [X_s] + Y_{X/D} \cdot k \cdot [X] \cdot \left( \frac{[D]}{K_D + [D]} \right) - K_e \cdot [X] \quad (7)$$

donde  $[D]$  es la concentración del dador de electrones en fase acuosa [ $M/L^3$ ],  $[D_s]$  es la concentración del dador de electrones en la fuente o sumidero [ $M/L^3$ ],  $[X]$  es la concentración bacteriana en la fase acuosa [ $M/L^3$ ],  $R_D$  es el coeficiente de retardación,  $K_D$  es el coeficiente de semi saturación para el dador de electrones [ $M/L^3$ ],  $k$  es la tasa de utilización de contaminante [ $1/T$ ],  $Y_{X/D}$  es biomasa producida por unidad de cantidad de dador de electrones utilizada, y  $K_e$  es el coeficiente de decaimiento o muerte endógena celular [ $1/T$ ].

Los parámetros que caracterizan la biodegradación de la materia orgánica presente en los líquidos percolados en un medio poroso saturado, mediante la acción de los microorganismos, pueden ser aproximados a los valores presentados en la Tabla 1.

Tabla 1. Parámetros cinéticos y estequiométricos característicos de microorganismos anaeróbicos.

Parámetro	$\mu$	$k = \mu / Y_{X/D}$	$K_D$	$Y_{X/D}$	$K_e$
En Términos de DQO como Substrato					
METANOGENICAS	0.3	6	2000*	0.05	0.03
Unidad	1/día	1/día	mgDQO/L	mg SSV/mg DQO	1/día
En Términos de DBO como Substrato					
METANOGENICAS	0.3	3	1000*	0.1	0.03
Unidad	1/día	1/día	mgDBO/L	mg SSV/mg DBO	1/día

FUENTE: Lema, J. (1993) en Fernández (2001). \* Se consideró un valor más alto de acuerdo a rangos factibles de este parámetro.

Para transformar los parámetros señalados en la Tabla 1 de DQO a DBO, debido a que la materia orgánica en este estudio es representada como DBO, se consideró que el líquido percolado corresponde a un percolado joven con una razón  $DBO/DQO = 0.5$  (percolado joven).

#### 4. DESCRIPCIÓN DE MODELOS

Uno de los modelos más ampliamente difundidos para la resolución de problemas de aguas

subterráneas es Visual MODFLOW, el cual resuelve el problema de flujo de aguas subterráneas y en su versión comercial incorpora otros programas, como MT3D y RT3D, los cuales abordan problemas de transporte y degradación de contaminantes, respectivamente. Estos modelos permiten realizar simulaciones en tres dimensiones y están íntimamente relacionados, pues los resultados del problema de flujo (entregado por Visual MODFLOW) son utilizados por MT3D para resolver el problema de transporte de contaminantes, y la solución de este problema es utilizada por RT3D para analizar el comportamiento de un contaminante reactivo.

Las principales características de los modelos antes señalados se listan a continuación:

- Poseen ventajas en la representación gráfica de los sistemas a modelar, lo que facilita la entrada de datos. Asimismo presenta ventajas en la representación de los resultados entregados.
- Permiten representar el fenómeno de manera tridimensional.
- El esquema de resolución numérico empleado por estos modelos se basa en diferencias finitas, lo cual entrega soluciones aceptables a los problemas modelados, a través de una metodología numéricamente sencilla.
- El empleo del modelo MT3D para resolver un problema de transporte en un sistema de aguas subterráneas completamente saturado y en tres dimensiones, se simplifica, debido a su estrecha relación con el modelo de flujo Visual MODFLOW, para el ingreso de información, entrega de resultados, capacidad de representar fenómenos en tres dimensiones, etc.
- Permiten resolver problemas de transporte (ocupando módulos de MT3D) y degradación de múltiples especies en tres dimensiones.
- Para el estudio de la degradación de contaminantes posee dos alternativas: (1) a través de módulos de reacción incorporados en el mismo programa, o, (2) a través de la creación, por parte del usuario de un algoritmo, en lenguaje FORTRAN, de la reacción para un caso particular.

## 5. ESCENARIO DE MODELACIÓN

### 5.1 Contaminante

Para generar un escenario de simulación adecuado, que considere las características de la población servida por el relleno y el objetivo del estudio, se tienen los siguientes supuestos sobre las características de los líquidos percolados:

1. Es improbable encontrar residuos industriales con altas cargas contaminantes o niveles de toxicidad.
- El parámetro relevante para el análisis de transporte de contaminantes en el medio poroso corresponde a la materia orgánica biodegradable. Se considera la carga orgánica de un percolado joven (con valor promedio de DBO de 20000 mg/L).
2. La presencia de microorganismos en el líquido percolado representa el principal mecanismo de atenuación natural de la materia orgánica, los cuales la utilizan como alimento.
3. La concentración de microorganismos es representada mediante la concentración de los sólidos suspendidos volátiles presentes en los líquidos percolados (SSV). Se considera una concentración de microorganismos de 2 (mg/L).

### 5.2 Sistema físico (medio poroso saturado)

Se adoptó como escenario de simulación una configuración del sistema tipo acuífero simplificado, el cual fue analizado como una caja con características equivalentes o muy similares a una zona real del país (comuna de Alhué, VI Región) en estudio. Las principales características del sistema físico utilizado son las siguientes:

- Espesor del sistema acuífero de 15 m (promedio de espesores señalados en un catastro realizado en el estudio de IPLA (CNR, 1984)).
- Dado que el valle de Alhué posee una forma trapezoidal se consideró un ancho promedio de 2.5 km y una longitud de 20 km. (ver Figura 1).
- La malla utilizada para la resolución del problema corresponde a 200 columnas, 25 filas, y 1 estrato en la vertical.
- Las propiedades del acuífero utilizadas en el modelo corresponden a las de la zona de Alhué obtenidas del estudio de IPLA (CNR, 1984), indicadas en la Tabla 2.

Tabla 2. Resumen de las propiedades del acuífero.

Parámetro	Nombre	Valor	Unidad
T	Transmisividad	300	m <sup>3</sup> /d
Kx, Ky, Kz	Conductividad en X, Y, Z	20	m/d
Ss	Almacenamiento Específico	0.005	(1/m)
Sy	Capacidad Específica	0.2	-
$\phi$	Porosidad Total	0.15	-
$\phi_{EFF}$	Porosidad Efectiva	0.15	-

- Se ha observado, a través de antecedentes de estudios anteriores (CNR, 1984), que en Alhué existe un gradiente que produce un flujo de Este a Oeste, en donde, por la entrada del acuífero ingresan 40 L/s y a la salida (luego de 20 km.) se presenta un flujo de 27 L/s. Los pozos existentes en la zona extraen los 13 L/s restantes.
- La fuente de contaminante se encuentra en un sector de la región donde posiblemente podría estar ubicado un relleno sanitario pequeño, con coordenadas Y= 1.200 m, X= 19.700 m, con una tasa continua de inyección de contaminante durante toda la simulación. El área de la zona de ingreso de contaminante se estimó en aproximadamente 10.000 m<sup>2</sup>.
- El tiempo de simulación total utilizado corresponde a 50 años.
- Los parámetros base empleados en este modelo de transporte, se indican en la Tabla 3.

Tabla 3. Parámetros utilizados para la resolución del problema de transporte de contaminante.

Parámetro	Nombre	Valor	Unidad
$\alpha_L$	Dispersividad Longitudinal	10	m
$\alpha_{VERTICAL} / \alpha_L$	Razón entre dispersividad vertical y longitudinal	0.001	-
$\alpha_{HORIZONTAL} / \alpha_L$	Razón entre dispersividad horizontal y longitudinal	0.3	-
D	Coefficiente de difusión	0	m <sup>2</sup> /día

- Como condición inicial, se asignó una concentración del contaminante igual a 0 mg/L en todo el acuífero, lo que corresponde a una situación inicial sin contaminación.
- La tasa de ingreso de contaminante, para el caso en que ésta se simula como una recarga, se consideró como 288 mm/año, que corresponde, aproximadamente, a un 60% de la precipitación de Alhué.

## 6. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LOS PARÁMETROS CARACTERÍSTICOS DE LA BIODEGRADACIÓN DE MONOD

Se realizó un análisis de sensibilidad, en el que se estudió el efecto de los siguientes parámetros sobre la solución del problema de atenuación natural o biodegradación de la materia orgánica: tasa de utilización del contaminante ( $k$ ), coeficiente de semisaturación para la materia orgánica ( $K_D$ ), biomasa producida por unidad de cantidad de dador de electrones utilizada ( $Y_{XD}$ ), y el

coeficiente de decaimiento o muerte endógena celular ( $K_p$ ). Para analizar la sensibilidad de los resultados de la modelación de biodegradación, se ha empleado como indicador el área afectada, la que corresponde a aquellos sectores de la zona en estudio en donde la concentración del contaminante es superior a un valor límite previamente fijado (30 mg/L de DBO).

Los resultados obtenidos de este análisis muestran que los parámetros con mayor incidencia en la descripción del área de modelación afectada por un evento de contaminación por líquidos percolados sería son los siguientes:  $k$  y  $K_p$ . Un análisis de sensibilidad completo se presenta en Fernández (2001).

## 7. APLICACIÓN A UNA ZONA REAL EN ESTUDIO

Para analizar el efecto de la contaminación en un escenario de flujo más realista, se determinó de manera más similar al esquema real el flujo de la zona de Alhué (acuífero), y se ejecutaron los modelos escogidos bajo los mismos escenarios de contaminación antes señalados, en una simulación bidimensional. Este escenario considera que el relleno sanitario genera líquidos percolados de manera continua y de composición invariante en el tiempo de simulación, alcanzando la zona saturada del suelo. Con este escenario se evalúa la contaminación producida al determinar las áreas afectadas a través del tiempo, considerando un período de 50 años.

Los resultados al año 50 de simulación pueden ser observados en la Figura 2, donde adicionalmente, se compara con el resultado obtenido para el caso en que el contaminante sólo es transportado en el medio poroso (sin sufrir ningún tipo de reacción), pudiéndose apreciar el efecto de la biodegradación sobre la pluma contaminante a través de una menor área afectada con respecto al caso de transporte puro. La Figura 3 muestra la evolución temporal del área afectada y además permite comparar con la solución del caso de transporte puro. En esta figura, se puede verificar el efecto de la biodegradación al observarse diferencias en la magnitud de las áreas afectadas con respecto a la simulación que considera al contaminante como conservativo. Si bien se aprecia una atenuación del contaminante en el medio poroso, producto de la acción de los microorganismos, el avance observado del contaminante es muy similar al caso en que el contaminante es considerado como conservativo (transporte puro), alcanzando zonas con uso potencial del recurso (zonas pobladas).

Los resultados anteriores difieren respecto a otras investigaciones en las que se utilizaron modelos de cinética de degradación y parámetros de valor similar, pero en las que se observó una degradación mucho más eficiente en términos de la extensión de la zona potencialmente contaminada (Sykes et al, 1982). Una modelación posterior, en la cual se consideró un esquema tridimensional mostró una mayor coincidencia con los resultados de anteriores investigaciones.

## 8. CONCLUSIONES

Del análisis de sensibilidad sobre los parámetros que caracterizan la biodegradación de la materia orgánica (cinética Monod), en un sistema tipo caja, se determinó que los principales parámetros corresponden a  $k$  y  $K_p$ , sobre los cuales es recomendable realizar una determinación más precisa mediante pruebas en laboratorio o terreno, pues al determinar con una mayor precisión estos parámetros se puede estudiar de una mejor manera la posible contaminación que producirán los líquidos percolados en el acuífero.

La simulación de la contaminación en un escenario 2D, produce resultados conservadores, para el caso particular de la zona de estudio (Alhué), con un gran avance de la pluma contaminante, comparable con los resultados obtenidos considerando transporte puro.

Es relevante considerar simulaciones 3D dentro de los escenarios a analizar, pues se presentan resultados muy disímiles con respecto a los observados para modelaciones 2D, relacionados con la concentración contaminante de la materia orgánica que cada modelación considera (la bidimensional diluye al contaminante sobre todo el estrato). Se recomienda determinar con estudios experimentales la caracterización de la cinética a utilizar. Para una mejor representación del problema 3D se debiera definir el tamaño de la celda de la discretización espacial a utilizar con la ayuda de datos experimentales.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer el financiamiento de los proyectos FONDECYT 1990062 y FONDECYT 1010526.

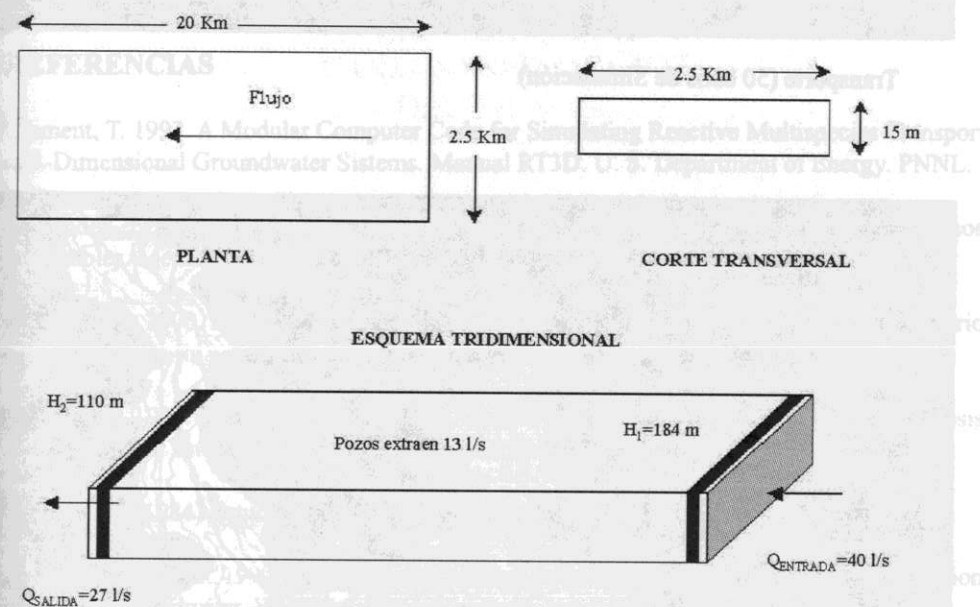
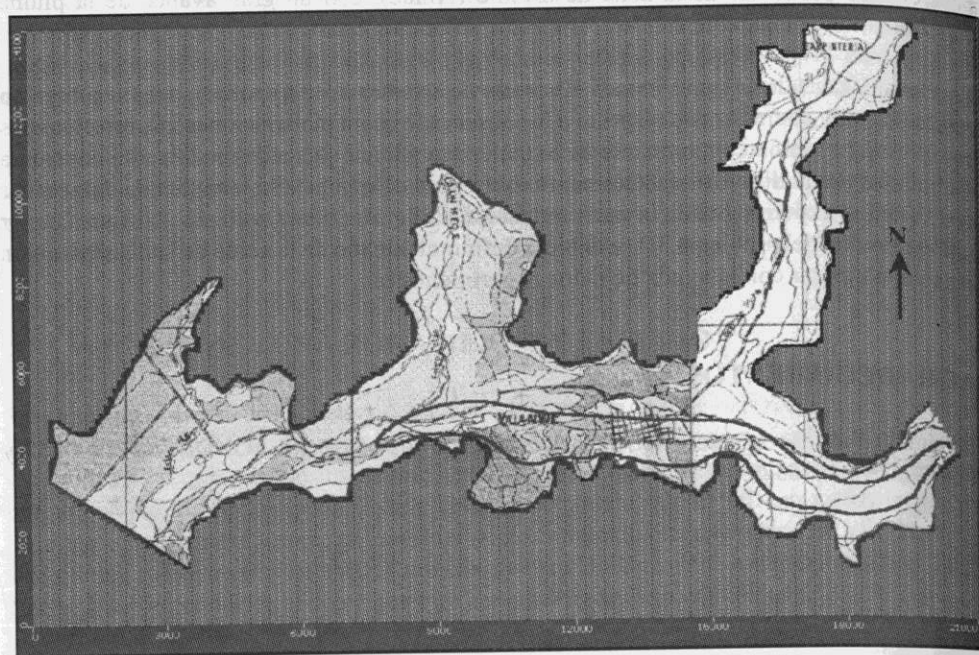
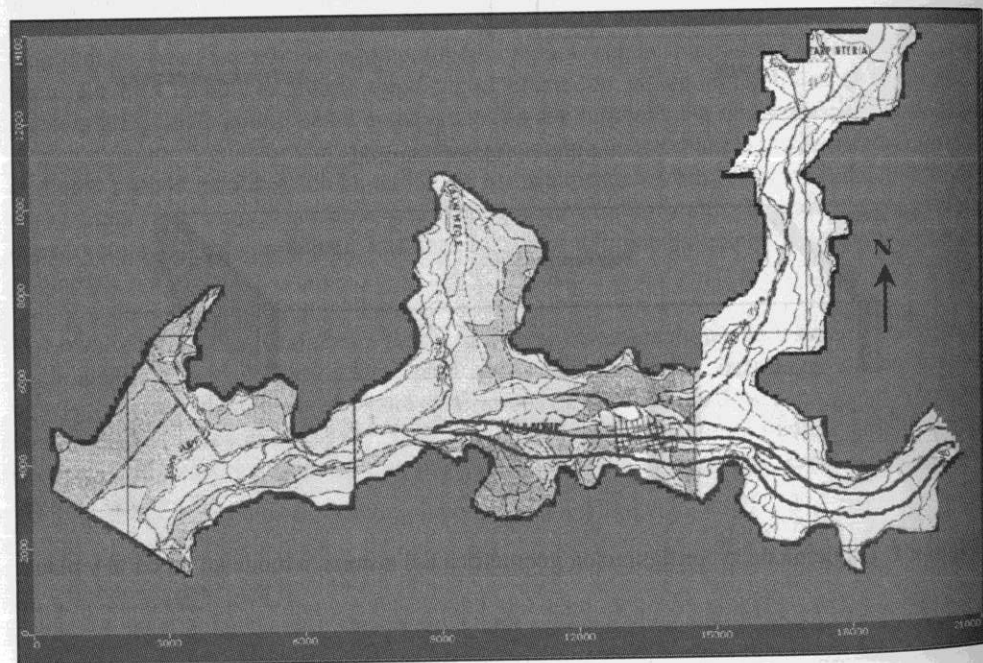


Figura 1. Esquema de la configuración geométrica del sistema a modelar, en corte y planta

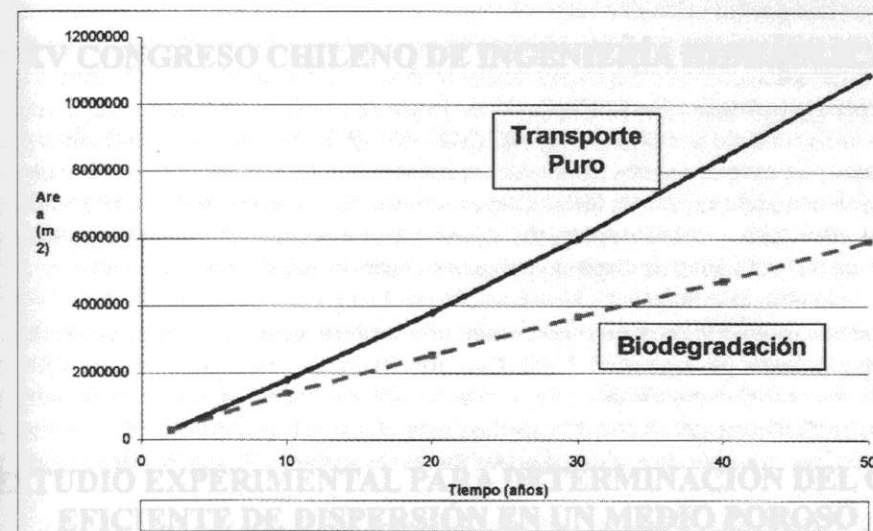


Transporte (50 años de Simulación)



Biodegradación (50 años de Simulación)

**Figura 2.** Pluma contaminante (isoconcentración de 30 mg/L de DBO) considerando sólo transporte y biodegradación.



**Figura 3.** Áreas afectadas a través del tiempo (caso transporte y biodegradación).

## REFERENCIAS

- Clement, T. 1997. A Modular Computer Code for Simulating Reactive Multispecies Transport in 3-Dimensional Groundwater Systems. Manual RT3D. U. S. Department of Energy. PNNL.
- Fernández, E. 2001. Movimiento y Atenuación de Líquidos Percolados en Medios Porosos Permeables. Memoria para Optar al Título de Ingeniero Civil. Universidad de Chile.
- González, A. 2000. Bases Conceptuales para la Evaluación Ambiental de un Relleno Sanitario Pequeño. Memoria para Optar al Título de Ingeniero Civil. Universidad de Chile.
- Kjeldsen, P. 1996. Attenuation of Landfill Leachate in Soil and Aquifer Material. Ph.D. Thesis Department of Environmental Engineering, Technical University of Denmark.
- IPLA, CNR (1984) Estudio Hidrológico e Hidrogeológico. Proyecto Maipo.
- Rifai, H. y P. Bedient. 1990. Comparison of biodegradation kinetics with an instantaneous reaction model for groundwater. Water Resources Research. Vol. 26 N°4. Pp 637-645.
- Rihm, A. 1994. Estudio de Generación y Manejo de Líquidos Percolados de una Celda Tipo Ubicada en el Relleno Sanitario Lo Errázuriz. Memoria para Optar al Título de Ingeniero Civil. Universidad de Chile.
- Sykes, J.; S. Soyupak; y G. Farquhar. 1982. Modeling of leachate organic migration and attenuation in groundwaters below sanitary landfills. Water Resources Research. Vol. 18 N°1. Pp 135-145.
- Waterloo Hydrogeologic. (1993) Visual MODFLOW User's Manual.
- Waterloo Hydrogeologic. (1990) MT3D Reference Manual.