

PARTE 5
SOCIEDAD CHILENA DE INGENIERIA HIDRAULICA
XII CONGRESO CHILENO



Sociedad Chilena
de Ingeniería Hidráulica



Instituto Nacional
de Hidráulica - Chile

1

**MODELACION DE BIORREMEDIACION DE AGUAS
SUBTERRANEAS.**

**MANUEL J. IRARRAZAVAL A.
JOSE F. MUÑOZ P.**

RESUMEN.

La contaminación del agua subterránea por hidrocarburos se ha convertido en el problema ambiental de esta era, y la ingeniería ambiental busca formas de predecir los problemas y diseñar soluciones prácticas y económicas a ellas.

En este artículo se presenta un modelo que simula el transporte y biodegradación de los hidrocarburos en el agua subterránea, que consiste en un modelo de flujo y transporte de contaminante en agua subterránea acoplado con las ecuaciones que simulan las cinéticas de crecimiento de microorganismos y su tasa de utilización de los solutos.

El modelo fue calibrado y verificado en base a experiencias de columnas de laboratorio

(1) Egresado Ing.Civil. Alumno Magister en Ciencias de la Ingeniería.
Pontificia Universidad Católica de Chile.

(2) Ing.Civil.Dr.Ing. Profesor Titular, Depto. de Ingeniería Hidráulica y Ambiental,
Universidad Católica de Chile.

realizadas en Holanda. El ajuste de los parámetros en el proceso de calibración permitió una reproducción adecuada de las curvas concentración vs tiempo y de los balances de masa. La validación del modelo con otras columnas permitió predecir correctamente las curvas de concentración vs tiempo, presentándose algunas diferencias en los balances de masa debido a las diferentes condiciones a las que estuvieron sometidas las columnas.

INTRODUCCION.

La contaminación de las aguas subterráneas por derivados del petróleo se ha convertido en uno de los problemas más preocupantes de la sociedad actual (Razakarisoa, 1995), especialmente cuando es usada para el abastecimiento de agua potable.

Los casos de contaminación producidos por la industria del petróleo son los que presentan mayor crecimiento últimamente y se espera que los derrames serán una de las fuentes más comunes de contaminación de agua en un futuro no muy lejano.

En el pasado, los derrames y problemas de contaminación del agua subterránea por hidrocarburos no se consideraban y se suponía que la dilución y la capacidad autopurificadora de la naturaleza podría encargarse de limpiar el suelo y el agua subterránea. Actualmente esta idea no es válida porque se ha demostrado que los procesos naturales que se producen en el subsuelo tienen una velocidad que no es lo suficientemente rápida como para contrarrestar los efectos negativos de la contaminación. Por esta razón se hace necesario "ayudar" a la naturaleza en su proceso purificador (Liu, 1993).

En el presente artículo se describe la **biorremediación**, técnica usada actualmente para combatir la contaminación de agua subterránea más eficazmente y a menor costo. Además de describir el proceso, se presenta una herramienta computacional que permite modelar dicho proceso, de manera de diseñar adecuadamente planes de descontaminación.

PROCESOS NATURALES DEL SUBSUELO.

En el subsuelo existe una población diversa y activa de microorganismos que viven en condiciones naturales, la que se puede estimar entre 10^5 y 10^8 células por gramo de suelo tanto para acuíferos de poca profundidad (30 a 35 mts) como para acuíferos más profundos (90 a 250 mts) (Balkiwill, 1992).

Las poblaciones de microorganismos presentes en los acuíferos son principalmente del tipo aeróbicos quimio-heterótrofos, aunque también se encuentran presentes los microorganismos autótrofos y anaerobios. La composición de estas poblaciones en los acuíferos es muy variada, encontrándose muchas cepas diferentes, sin una composición única de tipos de microorganismos característicos para todos los lugares.

La presencia de microorganismos en los acuíferos indica una cierta capacidad del acuífero de transformar los contaminantes que recibe, ya que estos microorganismos tienen la capacidad de degradar contaminantes (Liu, 1993). La presencia de una población de microorganismos capaces de extraer energía de los contaminantes y degradarlos es justamente lo que se aprovecha cuando se usa la técnica de la biorremediación.

Cuando el proceso de biorremediación se produce naturalmente en los acuíferos se le llama biorremediación intrínseca y no es necesario tomar parte activa en el proceso. En este caso sólo se requiere monitorear el terreno para asegurarse que efectivamente los niveles de contaminación están bajando a una tasa razonable. Las tasas logradas en la biorremediación intrínseca son dependientes de las condiciones del terreno, de las capacidades específicas de los microorganismos presentes, y de las características del contaminante.

Si las capacidades naturales no son suficientes para degradar los contaminantes y las tasas de degradación no son aceptables, entonces se hace necesario "ayudar" a la naturaleza. En este caso se habla de una biorremediación controlada o asistida. En ella se modifican las condiciones del acuífero, llevándolas a condiciones más óptimas para los microorganismos. Esto se logra normalmente a través de la inyección de nutrientes y/o de oxígeno al subsuelo mediante pozos o zanjas de infiltración. Se hace necesario entonces disponer de herramientas adecuadas para analizar y predecir los procesos llevados a cabo en el subsuelo, por lo que se han desarrollado modelos de flujo, transporte y degradación de los contaminantes que ayudan a entender mejor los procesos y tomar decisiones mejor informados.

En este trabajo se desarrolla un modelo de transporte de contaminante acoplado a un modelo de degradación microbiana, que permite simular el proceso de biorremediación en el agua subterránea. El modelo se calibra y verifica usando experiencias de laboratorio para un suelo contaminado con hidrocarburos (Van den Berg, 1995).

MODELO PROPUESTO PARA LA BIORREMEDIACION.

Existen básicamente tres "niveles" de modelos para simular el proceso de biorremediación en aguas subterráneas, siendo los de niveles más bajos necesarios para el funcionamiento de los otros. En el primer nivel se encuentran los modelos de flujo de agua subterránea, que resuelven las ecuaciones de flujo y describen el movimiento del agua en el acuífero. Un ejemplo de estos modelos es el MODFLOW del USGS (McDonald y Harbaugh, 1988).

En el siguiente nivel se encuentran los modelos de transporte del contaminante, los que luego de solucionar las ecuaciones de flujo resuelven las ecuaciones de transporte del contaminante, tomando en cuenta el transporte convectivo y el dispersivo, y en algunos casos incluyendo en sus ecuaciones términos que representan algunas reacciones de los solutos, tales como la absorción o el decaimiento. El ejemplo clásico de estos modelos es el MOC del USGS (Konikow y Bredehoeft, 1984).

Por último, existen los modelos que combinan el transporte de varios solutos y realizan cálculos de las reacciones entre ellos. Estos modelos pueden incorporar las reacciones directamente en las ecuaciones de flujo o pueden realizarlas en forma independiente para cada intervalo de tiempo, siendo este último el método más simple de desarrollar pero menos exacto si los intervalos de tiempo son demasiado grandes (Samper, 1993). Los modelos que combinan el transporte de solutos y las reacciones químicas han sido usados con éxito para simular la lixiviación in situ de cobre en los relaves, inyectando ácido sulfúrico (Montero et al., 1994 y Rengifo 1994).

Casos especiales de este tipo de modelos, son los de biorremediación, porque ellos acoplan el transporte del contaminante con las reacciones bioquímicas que controlan su degradación. Uno de los modelos más conocidos en este campo es el Bioplume II (Borden y Bedient 1986, Rifai, 1988). Este modelo supone una reacción instantánea del oxígeno con él o los contaminantes, y por lo tanto no toma en cuenta las cinéticas microbianas que se producen. Este supuesto es válido en muchos casos prácticos, pero si se trata de eliminar un compuesto de degradación lenta este modelo no permite simular el proceso de biorremediación. El modelo desarrollado en este trabajo considera las cinéticas microbianas que intervienen en el proceso. El funcionamiento del modelo considera los diferentes fenómenos que ocurren durante la biorremediación del agua subterránea en base a las ecuaciones que representan cada proceso: el flujo de agua subterránea, el transporte del contaminante y la biodegradación.

FLUJO DE AGUA SUBTERRANEA.

Realizando un balance de masa en un volumen de control en dos direcciones se obtiene la ecuación general que describe el movimiento del agua en un plano en función de la posición y del tiempo para un fluido homogéneo y compresible, a través de un medio saturado e isotrópico (Freeze y Cherry, 1979):

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(T_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(T_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(T_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S \frac{\partial h}{\partial t} \quad (1)$$

donde T_j corresponde a la transmisividad ($T_j = K_j b$), b es el espesor del acuífero y S es el coeficiente de almacenamiento.

Esta ecuación debe ser resuelta en primer lugar para encontrar así la distribución de las cotas piezométricas existentes en el lugar, y de ahí calcular el campo de velocidades que serán luego usadas para resolver las ecuaciones de transporte.

TRANSPORTE DE CONTAMINANTE.

Durante el transporte del contaminante se consideran tres fenómenos: la advección o también llamada convección que describe el cambio de concentraciones debido al flujo de agua, la dispersión que ocurre por las diferencias de velocidades que se produce entre el seno del líquido y los sectores

más cercanos a las partículas de suelo y por último la difusión que corresponde al movimiento a nivel molecular que transporta el contaminante desde los sectores de alta concentración a los de baja (generalmente se desprecia frente a los otros).

Haciendo un balance de masa en un elemento de tamaño $dx dy dz$ y sin considerar reacciones de consumo del contaminante, se obtiene la ecuación de transporte de contaminante en un medio poroso (Freeze y Cherry, 1979):

$$\sum_{j=x,y,z} \left[\frac{\partial}{\partial j} \left(D_j \frac{\partial C}{\partial j} - \bar{v}_j C \right) \right] = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (2)$$

donde C corresponde a la concentración del contaminante, D_j es el coeficiente de dispersión y v_j corresponde a la velocidad del fluido.

BIODEGRADACION.

Los microorganismos presentes en el subsuelo tienen la capacidad de degradar los contaminantes orgánicos a tasas demasiado bajas para un proyecto de biorremediación. Cada tipo de contaminante es utilizado a una tasa diferente por cada cepa bacteriana de manera que para poder simular este complicado proceso se supone una población mixta y se utiliza una cinética de crecimiento y consumo de soluto para dicha población. La cinética más usada es la denominada cinética de Monod (Characklis, 1990).

La cinética de Monod representa las tasas de cambio de las concentraciones de hidrocarburos, oxígeno y microorganismos presentes en un reactor. Esta cinética supone que el contaminante es degradable, y que los solutos representados son los limitantes. Esto hace que el modelo que se describe supone que las concentraciones de hidrocarburos, oxígeno o microorganismos son las únicas posibles limitantes de el proceso.

Las ecuaciones de la cinética de Monod se obtienen a partir de una relación experimental entre la tasa de crecimiento y el factor limitante, y de un balance de masas en el biorreactor (Bailey, 1986) y se pueden expresar como:

$$\frac{dC}{dt} = - \frac{k}{R_c} M_t \left(\frac{C}{k_c + C} \right) \left(\frac{O}{k_o + O} \right) \quad (3)$$

$$\frac{dO}{dt} = -kM_t F \left(\frac{C}{k_c + C} \right) \left(\frac{O}{k_o + O} \right) \quad (4)$$

$$\frac{dM_s}{dt} = kM_s Y \left(\frac{C}{k_c + C} \right) \left(\frac{O}{k_o + O} \right) + \frac{k_c Y C_n}{R_m} - bM_s \quad (5)$$

Donde k corresponde a la tasa de crecimiento de los microorganismos, K_c y K_o corresponden al nivel de saturación del contaminante y del oxígeno, M_t son los microorganismos totales presentes, y M_s son los suspendidos en el líquido. La relación entre los microorganismos totales y los suspendidos esta dada por el factor de retardo para los microorganismos, que en realidad representa la relación entre bacterias suspendidas y las adheridas al suelo (Harvey, 1991).

DESARROLLO DEL MODELO.

Para solucionar las ecuaciones que describen el modelo se utilizaron varios métodos. En primer lugar se solucionó la ecuación de flujo de agua subterránea (ecuación 1) mediante un método implícito de solución de ecuaciones diferenciales llamado ADI. En segundo lugar la ecuación de transporte de contaminante (ecuación 2) se solucionó usando el método de las características, basándose en el modelo MOC (Konikow y Bredehoeft, 1984).

Finalmente, para la solución de las ecuaciones de biodegradación, (ecuaciones 3 a 5) que son muy dependientes del intervalo de tiempo usado, se usó una adaptación de Michelsen al método de Runge Kutta de cuarto orden (Finlayson, 1980). Este método semi-empírico permite usar un intervalo de tiempo variable, el que se adapta durante la solución del sistema de ecuaciones de manera de minimizar el error cometido en cada iteración.

Los procesos simulados por el acoplamiento del modelo de transporte con la cinética de Monod tienen tiempos característicos muy diferentes. Mientras los procesos de transporte de contaminante en aguas subterráneas son relativamente lentos, pudiendo demorar del orden de meses y años, los procesos bioquímicos son mucho más rápidos, del orden de horas o días. Este hecho hace que el acoplamiento de los dos modelos sea complicado, porque los intervalos de tiempo necesarios para solucionar las ecuaciones de transporte son demasiado grandes como para ser utilizados en la solución de las ecuaciones de biodegradación. Para resolver este problema se usan intervalos de tiempo grandes para el transporte, y luego se subdivide este en intervalos pequeños para la biodegradación.

El modelo desarrollado simula el proceso de biorremediación en dos dimensiones. Para poder calibrarlo y validarlo se utilizaron experiencias de columnas, por lo que se hizo necesario desarrollar

una versión en una dimensión.

CALIBRACION Y VALIDACION

Para calibrar y verificar el modelo propuesto se usaron los datos experimentales de un ensayo de degradabilidad de hidrocarburos realizadas en columnas de suelo (Van den Berg, 1995).

La experiencia, que duró aproximadamente 180 días (6 meses), consistió en seis ensayos de columnas en las cuales se infiltró agua con una concentración alta de oxígeno a través de un suelo contaminado. No se agregaron microorganismos a las columnas, sino que se usaron los naturalmente presentes. Para estudiar el efecto de diferentes condiciones sobre el proceso en cada columna se probó una combinación diferente de tratamientos. En la tabla 1 se presenta las diferentes condiciones de las columnas, las que también se infiltraron con Cloro marcado para estimar ciertos parámetros de transporte.

Tabla N° 1: Condiciones en las Columnas.

Columna 1	Condiciones naturales (Agua + Oxígeno disuelto).
Columna 2	Condiciones naturales (Agua + Oxígeno disuelto).
Columna 3	Oxígeno en forma de Agua Oxigenada (H ₂ O ₂).
Columna 4	Condiciones naturales + Acetato.
Columna 5	Condiciones naturales + Nitrato.
Columna 6	Condiciones naturales + recirculación

Para medir la degradación de los hidrocarburos se tomó muestras a la salida de las columnas, y se midió en estas muestras las concentraciones de los principales componentes de la bencina.

Los parámetros que se estimaron a partir de las experiencias fueron la porosidad y el coeficiente de dispersividad longitudinal, los que fueron estimados a partir de la curva de descarga del Cloro marcado usando la fórmula de Ogata (Fetter, 1992). El factor de retardo se estimó a partir del coeficiente de partición agua/carbono orgánico usando el procedimiento expuesto por Fetter (1994).

Para los parámetros cinéticos se usaron como puntos de partida valores publicados en la literatura (Borden y Benient, 1986), que han sido medidos en reactores, pero que son válidos por estar los microorganismos en condiciones similares.

Los parámetros cinéticos se estimaron usando un algoritmo de optimización y de estimación de parámetros basado en el método Simplex (Devlin, 1994) usando los parámetros anteriores como

parametros de entrada y comparando el resultado del modelo con las experiencias de laboratorio.

RESULTADOS.

En la figura 1 se presentan los resultados obtenidos en el proceso de calibración de parámetros utilizando las columnas 1 y 2. El ajuste de las curvas se hizo basándose no sólo en las curvas de concentración vs tiempo sino también en las masas totales percoladas y degradadas (Tabla 2). En la Tabla 3 se presentan los parámetros obtenidos en el proceso de ajuste. En la última columna se presentan los parámetros usados para simular el resto de las columnas.

Tabla 2: Ajuste de Masas.

(Masas en mg/cm ³)		Columna 1	Columna 2
Percolada	Modelo	5428	5668
	Experiencia	4758	4371
Degradada	Modelo	886	1776
	Experiencia	637	1787

Tabla 3: Parámetros Ajustados y Usados.

Parámetro	Columna 1	Columna 2	Usado en otras
Dk Hidrocarburos (cm ³ /mg)	0.005	0.007	0.006
Dk Microorganismos (cm ³ /mg)	0.04	0.04	0.04
Cte. Cinética (1/día)	5.8	6	5.9
Cte. Saturación HC (mg/cm ³)	0.0001	0.0001	0.0001
Cte. Saturación MO (mg/cm ³)	0.00014	0.0001	0.00012
Razón Oxígeno/Hidrocarburo	3	2	2.5
Rendim (gr. MO/gr. HC)	0.8	0.7	0.75

Al ajustar el modelo a las curvas de las columnas 1 y 2 se obtuvieron estimaciones de los parámetros que no diferían mayormente entre las dos columnas, lo que se explica porque las dos columnas tuvieron tratamientos iguales. Los parámetros obtenidos están dentro de un rango razonable aunque los únicos que llaman la atención son los coeficientes de dispersividad, los que son bastante altos tanto para los microorganismos como para los hidrocarburos. En el caso de los microorganismos el gran valor obtenido, que se traduce en un alto factor de retardo, es un valor esperado ya que es sabido

que las bacterias en los acuíferos forman biofilms, y por lo tanto la gran mayoría de ellos se encuentran adheridos al suelo (Marshall, 1992). En el caso del hidrocarburo este valor es más alto que lo esperado, y puede deberse al efecto del agua inmóvil, el que no está incluido en las ecuaciones de transporte del modelo.

En la figura 2 se presentan las simulaciones de las otras cuatro columnas usando los parámetros obtenidos durante el ajuste. Puede verse que el ajuste de las curvas concentración vs tiempo es relativamente buena, pero al comparar las masas percoladas y las degradadas existe una diferencia importante (Tabla 4). Esto se debe a que las columnas fueron infiltradas bajo diferentes condiciones (incorporación de nutrientes), las que no son tomadas en cuenta por el modelo.

Tabla 4: Comparación de Masas.

(Masas en mg/cm ³)		Columna 3	Columna 4	Columna 5	Columna 6
Percolada	Modelo	7183	7721	8178	4402
	Experiencia	4758	3780	4441	4968
Degradada	Modelo	1156	1253	1283	1237
	Experiencia	3784	4106	6505	7614

CONCLUSIONES

Se presenta un modelo que permite modelar el proceso del transporte y biodegradación de hidrocarburos en el agua subterránea utilizando cinéticas microbianas limitadas por las concentraciones de oxígeno, hidrocarburos o microorganismos.

El proceso de calibración efectuado comparando los resultados numéricos con los experimentales y ajustando las masas degradadas y percoladas entregó parámetros dentro de los rangos razonables.

La validación del modelo, efectuada comparando los resultados numéricos que entrega el modelo utilizando los parámetros obtenidos en la etapa de calibración con las experiencias de columnas, presenta un buen ajuste de las curvas concentración vs tiempo pero un resultado distinto para el balance de masas al final del proceso. Este hecho se explica por la diferencia de condiciones existentes en cada columna, lo que hizo que las poblaciones bacterianas que produjeron la biodegradación tuvieran diferentes comportamientos.

El modelo fue desarrollado en base a una modificación del código que utiliza el modelo MOC del USGS y puede ser modificado y mejorado incorporando otros procesos tanto químicos como biológicos tales como biodegradación con inhibición o reacciones químicas.

BIBLIOGRAFIA

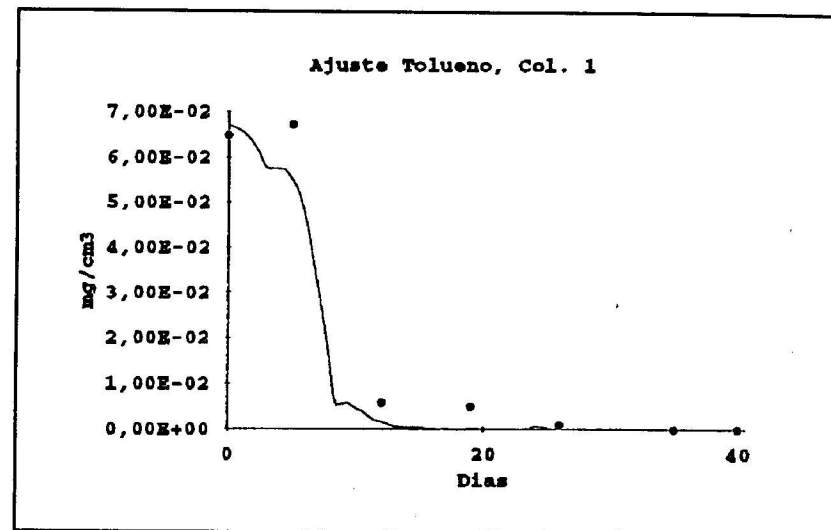
- 1) Bailey, J.E. y Ollis, D.F. (1986) Biochemical Engineering Fundamentals. McGraw-Hill Inc.
- 2) Balkwill, D.L. (1992) Deep-Aquifer Microorganisms. En Environmental Microbiology, Lewis Publishers
- 3) Borden, R.C. y Bedient, P.B. (1986) Transport of Dissolved Hydrocarbons Influenced by Oxygen-Limited Biodegradation, 1. Theoretical Development. Water Resources Research, Vol 22, No. 13, 1973-1982.
- 4) Characklis, W.G. y Marshall, K.C. (1990) Biofilms. Wiley Interscience, New York.
- 5) Devlin, J.F. (1994) A Simple and Powerful Method of Parameter Estimation Using Simplex Optimization. Ground Water, Vol 32, N° 2, 323-327.
- 6) Fetter, C.W. (1992) Contaminant Hydrogeology. Macmillan Publishing Company.
- 7) Fetter, C.W. (1994) Applied Hydrogeology. Macmillan Publishing Company.
- 8) Finlayson, B.A. (1980) Nonlinear analisis in chemical engineering. McGraw-Hill Inc.
- 9) Freeze, R.A. y Cherry, J.A. (1979) Groundwater. Prentice-Hall Inc.
- 10) Harvey, R.W., Garabedlan, S.P. (1991) Use of Colloid Filtration Theory in Modeling Movement of Bacteria through a Contaminated Sandy Aquifer. Environmental Science & Technology, Vol 25, 178-185
- 11) Konikow, L.F. y Bredehoeft, L.F. (1984) Computer Model of Two-Dimensional Solute Transport and Dispersion in Ground Water, En USGS, Book 7 Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey.
- 12) Liu, S. y Suflita, J.M. (1993) Ecology and evolution of microbial populations for bioremediation, Trends in Biotechnology, Vol 11, 344-352.
- 13) Marshall, K.C. (1992) Biofilms: An Overview of Bacterial Adhesion, Activity, and Control at Surfaces. American Society of Microbiology News, Vol 58, No 4, 202-207.
- 14) McDonald, M.G. y Harbaugh, A.W. (1988) A Modular Tree-Dimensional Finite-Difference Ground-Water Flow Model. U.S. Geological Survey. Techniques of Water-Resources Investigations. Book 6. Cap. A-1.
- 15) Montero, J.P., Muñoz, J.F., Abeliuk, R. y Vauclin, M. (1994) A Solute Transport Model for the Acid Leaching of Copper in Soil Columns. Soil Sci. Soc. Am.J., Vol 58, 678-686.
- 16) Razakarisoa, O., Muntzer, P., Schäfer, G., Zilliox, L., Ducreux, J. y Arnaud, C. (1995) Pollution contrôlée d'aquifère alluvial par infiltration de gazole: impact du battement de nappe sur le degré de contamination de l'eau souterraine. En Groundwater Quality: Remediation and Protection (Proceedings of the Prague Conference, May 1995). 139-147.
- 17) Rengifo, P.J. (1994) Modelo de Transporte de Solutos para la Lixiviación Ácida de Cobre en Depósitos de Relave. Tesis de Magister en Ciencias de la Ingeniería, Pontificia Universidad Católica

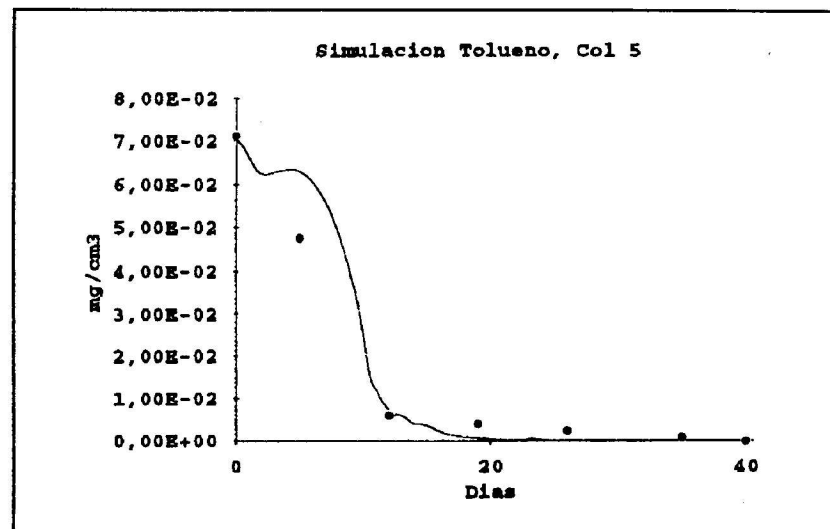
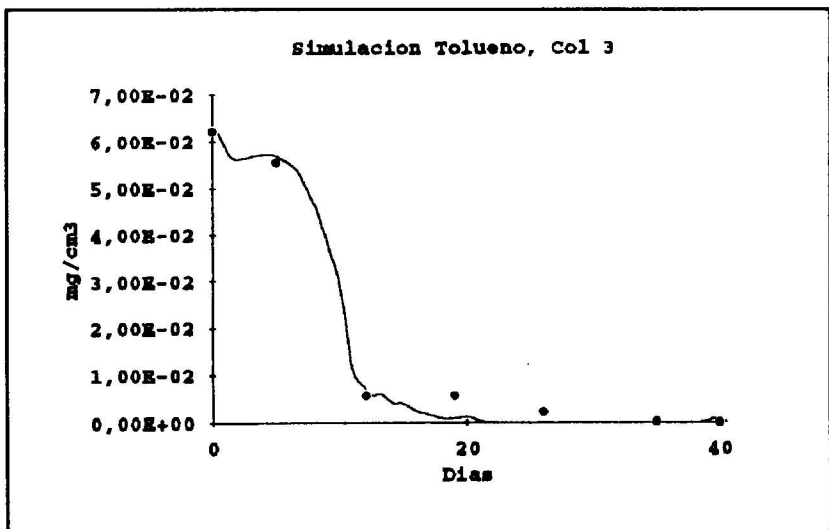
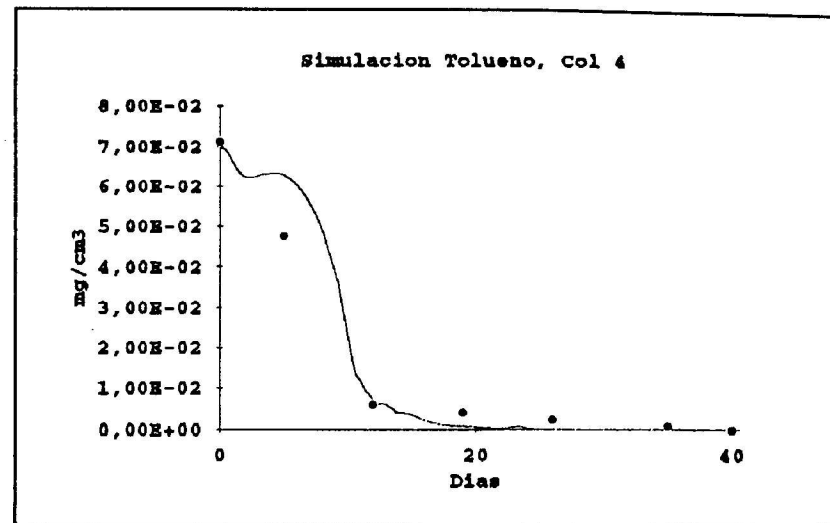
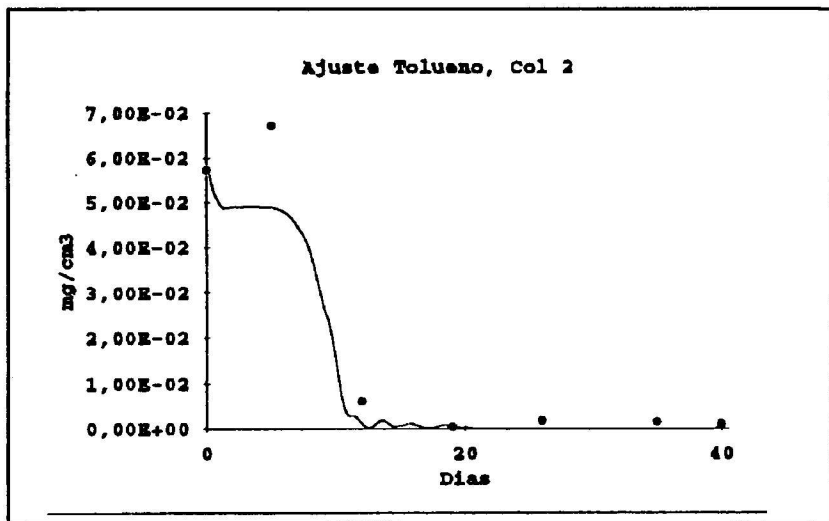
de Chile.

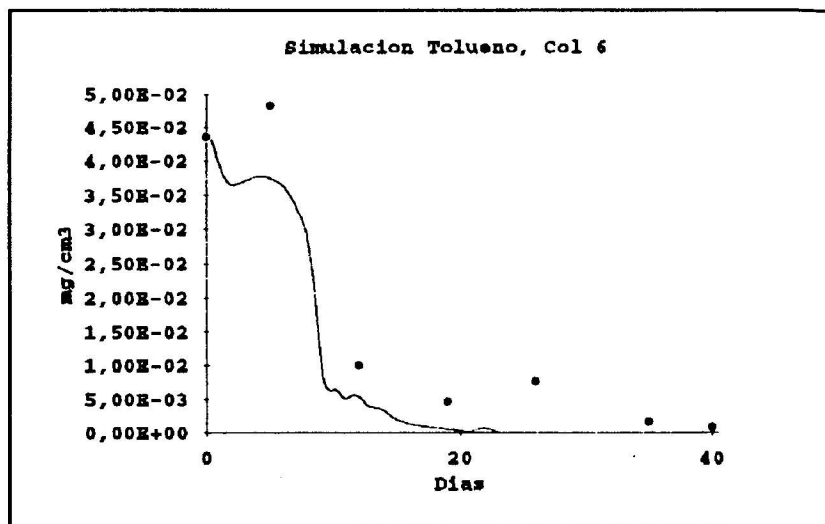
18) Rifai, H.S., Haasbeek, J.F. y Borden, R.C. (1988) Bioplume II, A computer model of two-dimensional contaminant transport under the influence of oxygen limited biodegradation in ground water. Institute for Ground-Water Research and Education, Colorado School of Mines, Golden Colorado.

19) Samper, J. y Ayora, C. (1993) Acoplamiento de modelos de transporte de solutos y de modelos de reacciones químicas. Estudios Geológicos, Vol 49, 233-251.

20) Van den Berg, R., Scheuter, A.J. y Wever, D (1995) In situ bioremediation of soil contaminated with gasoline. Results of experiments in columns. Report N° 728518004, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Lab. of Soil and Groundwater Research, Bilthoven, The Netherlands.







Figuras 1-6 : Concentraciones de Tolueno a la salida de las columnas 1 a 6. Las Líneas corresponden la salida del modelo utilizando los parámetros ajustados, los puntos muestran los datos experimentales.

**SOCIEDAD CHILENA DE INGENIERIA HIDRAULICA
XII CONGRESO CHILENO**



Sociedad Chilena
de Ingeniería Hidráulica



Instituto Nacional
de Hidráulica - Chile

2

**METODOLOGIA DE EVALUACION DE IMPACTO
AMBIENTAL
PARA PROYECTOS DE CANALES DE RIEGO**

**ENRIQUE KALISKI KRIGUER (1)
GIORGIO MAGNANI FRUGONE (2)**

RESUMEN

Se plantea una metodología de evaluación del impacto ambiental producido por un proyecto de canal de riego, la cual sistematiza en nueve etapas de desarrollo, los procesos de identificación y evaluación de los impactos y disminuye la subjetividad del evaluador.

La identificación contempla una lista de chequeo de variables ambientales e impactos potenciales asociados, en seis áreas físicas de análisis de influencia de este tipo de proyectos. La cuantificación de cada variable ambiental se realiza mediante puntajes normalizados, que consideran la importancia, magnitud y duración de cada impacto.

De las aplicaciones realizadas a un proyecto de mejoramiento y a un proyecto de riego nuevo,

- (1) Ingeniero Civil. Universidad Nacional Andrés Bello.
- (2) Ingeniero Civil.