

EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA DE PROCESOS DE RECUPERACION SECUNDARIA EN LA CONTAMINACIÓN DE ACUÍFEROS

Nadia B. Jones^{a,b}, Pablo A. Tarela^a y Gabriela B. Savioli^b

^a Grupo de Modelización y Simulación de Dispersión de Contaminantes, Facultad Regional Delta, Universidad Tecnológica Nacional, San Martín 1171 (2804) Campana, Provincia de Buenos Aires, Argentina, ptarela@fi.uba.ar

^b Laboratorio de Ingeniería de Reservorios, IGPUBA y Dpto. de Ingeniería Química, Facultad de Ingeniería, Universidad de Buenos Aires, Las Heras 2214, Buenos Aires, Argentina, gsavioli@di.fcen.uba.ar

Palabras claves: contaminación, agua subterránea, recuperación secundaria, PMWIN, MODFLOW

Resumen. En este trabajo se presenta una metodología para describir el impacto de los procesos de recuperación secundaria de petróleo, en relación a la potencial contaminación en fase disuelta de los acuíferos en las áreas de explotación. Se apunta a cuantificar tanto la extensión espacial como la evolución en el tiempo, a los efectos de promover medidas mitigatorias ambientalmente adecuadas y económicamente sustentables.

Se entiende por recuperación secundaria la inyección de agua para desplazar el petróleo hacia los pozos productores, práctica común en las cinco cuencas productivas de hidrocarburos existentes en nuestro país. En los pozos inyectoros o productores es posible la detección de diversas anomalías, entre ellas: packer sueltos y roturas de tubing y casing. Estos inconvenientes de mantenimiento y la eventual falta de protección adecuada de los acuíferos someros, infieren un potencial riesgo de contaminación de los mismos, considerados de gran importancia y que deben preservarse

La metodología desarrollada en este trabajo realiza un diagnóstico de situación mediante el uso de modelos numéricos. En esta fase del desarrollo, se ha trabajado con el software de dominio público PMWIN (*Processing Modflow for Windows*), que permite describir en primera instancia el flujo subterráneo, y luego el transporte de contaminantes, en este caso trazas de hidrocarburos. La técnica de resolución utilizada es TVD (explícita, de tercer orden en el espacio), una de las recomendadas para problemas de transporte dominados por el mecanismo de advección, tal como sucede en el caso planteado. Los resultados obtenidos están libres de oscilaciones y dispersiones numéricas y la estabilidad está garantizada por el propio modelo.

Los datos con los que se testea la metodología desarrollada fueron obtenidos de bibliografía específica y de fuentes confidenciales. La tipificación de la zona de interés incluye

tanto una caracterización del acuífero y los fenómenos de transporte, como también aquella referida al proceso de recuperación secundaria en sí mismo. Con esta información, se establece el grado de potencial vulnerabilidad del acuífero tipo, mediante la modelización 3-D incluyendo una batería de pozos como fuentes de contaminación.

Las conclusiones de este desarrollo se obtienen a partir de un amplio análisis de sensibilidad a los principales parámetros del modelo, poniendo especial énfasis en los casos más desfavorables desde el punto de vista ambiental. El análisis de sensibilidad es necesario por la incertidumbre de los datos utilizados, causada por problemas de confidencialidad y la falta de ensayos de campo. Se ha observado un impacto relativamente bajo en las aguas subterráneas, con poca o nula acumulación de efectos por pozos cercanos afectados. Con respecto al alcance de la potencial contaminación, se ha observado que difícilmente pueda llegar a zonas pobladas cercanas.

1. INTRODUCCIÓN

La calidad del agua subterránea está siendo cada día más afectada por el uso intensivo de los recursos hídricos y por el aumento de las fuentes de contaminación producto del incremento poblacional y del desarrollo social. Cada vez son más frecuentes los casos de contaminación del agua subterránea que demuestran la vulnerabilidad de los acuíferos y obligan al cierre de fuentes de abastecimiento con sus consecuentes afectaciones y costos de rehabilitación ([Hernández Valdés, 2002](#); [Chen et al., 2000](#)).

La cada vez mayor dependencia en el abastecimiento de agua potable de los recursos hídricos subterráneos pone de relevancia la importancia que adquiere el conocer si la calidad del agua subterránea está siendo alterada; ya que esto puede repercutir a mediano y/o largo plazo en la salud de la población abastecida. Por eso, en la última década la utilización de la modelación matemática ha adquirido un orden prioritario como herramienta para realizar un análisis de situación ([Nadim et al., 2000](#); [Chen et al., 2000](#)).

El caso que nos ocupa es la contaminación del agua subterránea producto de filtraciones desde pozos productores de petróleo e inyectores de agua involucrados en los procesos de recuperación secundaria: a través de los segundos se inyecta agua para desplazar el petróleo hacia los primeros. Se plantea que las principales causas de esta situación son la corrosión en los sistemas de cañerías, las fallas de protección de los acuíferos y las fallas de mantenimiento ([Thakur y Satter, 1998](#); [Rahman y Chilingarian, 1995](#)).

Tanto el acuífero como los yacimientos de petróleo involucrados en este trabajo forman parte de una de las cinco cuencas productivas del país, pero su identidad permanece reservada, así como los datos relacionados con la producción del sistema de recuperación secundaria, debido a cuestiones de confidencialidad de la fuente. En el presente trabajo se suma la dificultad de no tener acceso a la realización de estudios de campo, lo que limita la investigación, aunque parece tener un impacto menor en las conclusiones generales obtenidas.

El modelo numérico utilizado es el Processing Modflow for Windows, PMWIN, descargado gratuitamente desde su página web oficial <http://www.pmwin.net> (Zheng y Wang, 1999; Chiang y Kinzelbach, 1998).

2. DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA

La zona de interés está compuesta por yacimientos petroleros en los que desde hace más de 10 años se utiliza la inyección de agua como método de recuperación de crudo.

Los yacimientos de petróleo están situados en un sitio geográfico en el que también se localizan acuíferos de agua dulce. Se entiende por acuífero a una capa de arena, grava o roca porosa con suficiente agua para suministrar una cantidad útil.

Los reservorios de agua y de petróleo coexisten en la misma zona geográfica y, si bien las profundidades varían según la zona, se estima que mientras el acuífero de interés se localiza aproximadamente dentro de los primeros 100 m de profundidad, los reservorios de petróleo están a 1100 - 1400 m.

Diversas deficiencias en las instalaciones pueden provocar la migración vertical de fluidos por los pozos desde la formación hacia el acuífero, siendo sus consecuencias objeto de este estudio. Esos fluidos pueden ser petróleo, agua o una mezcla de ambos.

En el presente trabajo se estudian los casos en que la contaminación del acuífero se puede generar por incorporación de hidrocarburos en proporciones relativamente pequeñas, de forma tal que los mismos serán considerados como contaminantes miscibles en agua. Es decir, desde el punto de vista de los efectos sobre la calidad del agua subterránea según sus distintos usos, la fase que interesa analizar es la disuelta. La situación de ingreso de petróleo en forma masiva, que da lugar a la formación de una fase libre no acuosa, NAPL por su siglas en inglés (Martínez Alfaro et al., 2005), no es de interés en este análisis.

En la sección 2.1 se presenta una breve descripción de los pozos petroleros típicos y en la sección 2.2 se describen los problemas en los sistemas de cañerías que pueden haber derivado en la situación planteada.

2.1 Descripción de pozos productores e inyectoros.

En la Figura 1 obtenida de Rahman y Chilingarian, 1995, se muestra un esquema típico de un pozo petrolero que puede ser tanto productor como inyector. Se debe considerar que en la mayoría de los proyectos petroleros que datan de hace años atrás, los pozos inyectoros son antiguos productores que fueron convertidos (Thakur y Satter, 1998).

Las distintas capas que forman parte de un pozo, en general, son: conductor (ó cañería guía), surface casing, casing y tubing establecido a través del packer. Como se muestra en la Figura 1, estas cañerías están situadas a distintas profundidades y una

o más de ellas pueden estar ausentes dependiendo del tipo de perforación realizada ([Rahman y Chilingarian, 1995](#)).

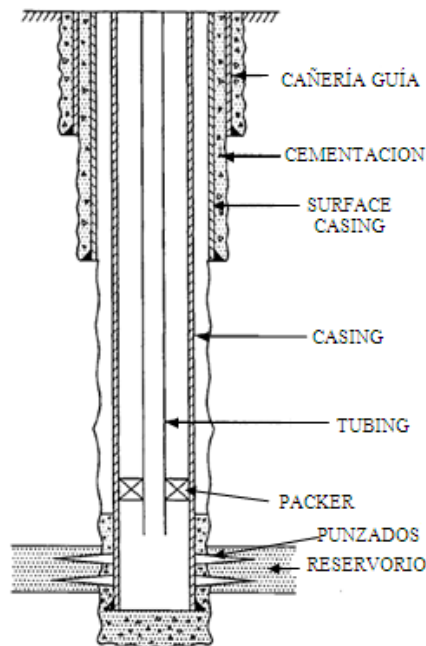


Figura 1 – Esquemas de pozos inyectores/productores típicos, [Rahman y Chilingarian, 1995](#).

El packer se sitúa entre el casing y el tubing, en la base del espacio anular (entrecolumna) y es un anillo de metal y goma que se ajusta alrededor de la tubería y previene la migración ascendente de fluidos dentro del pozo, proporcionando un sello de seguridad.

El espacio anular suele llenarse de un fluido (packer fluid) que inhibe la corrosión y es mantenido a presión especificada. El packer fluid debe ser lo suficientemente pesado como para contrarrestar la presión de la formación, no se debe endurecer ni formar sedimentos en períodos largos de tiempo y no debe ser corrosivo.

Los punzados se realizan en el casing y el cemento debajo del packer proporcionando aberturas por las cuales los fluidos inyectados pueden ingresar en la formación o los fluidos de la formación pueden ingresar al pozo dependiendo de las presiones relativas. ([Thakur y Satter, 1998](#)).

2.2 Problemas en los pozos.

El problema ambiental planteado se supone que es consecuencia de cuatro fallas en el sistema de pozos del proyecto petrolero que deben ocurrir simultáneamente. Estas fallas forman parte de los problemas más comunes que pueden encontrarse en los pozos de un proyecto de recuperación secundaria y que pueden provocar el ingreso de hidrocarburos a los acuíferos someros ([Thakur y Satter, 1998](#)):

1. *Pérdidas en el casing*: debido a la corrosión, fallas anulares o rajaduras puede existir intercambio de fluidos en el casing, ya sea filtración de agua desde un

acuífero hacia el pozo, ó filtración de fluidos del pozo hacia el acuífero, dependiendo de las presiones relativas. La falta de protección, control y mantenimiento del casing agravan la situación.

Los casings presentan casos de corrosión severa debido a su exposición a ambientes corrosivos: agua salada, aguas de formación y otros fluidos corrosivos que ellos transportan. La corrosión desarrolla picaduras, agujeros o cavidades tanto en las paredes externas como internas del casing. (*Sun et al., 2004*).

2. *Fallas mecánicas del packer*: pueden producir filtraciones de fluidos de la formación a través del packer hacia la entrecolumna del pozo, dependiendo de las presiones relativas. *Xu et al, 2006*, señalan que el packer pierde su capacidad selladora con el tiempo.
3. *Fallas en la cementación*: provee de canales por afuera del casing por los que el agua de los acuíferos superiores entre en contacto con el mismo, pudiendo originar problemas de corrosión. Según *Rahman y Chilingarian, 1995*, luego de una exposición pronunciada (2–5 años) a ambientes severos, la matriz de cemento comienza a deteriorarse y finalmente colapsa dejando al casing sin ningún tipo de protección. Otra falla que también puede ocurrir es que la matriz de cemento no tenga la profundidad adecuada.
4. *Fallas en la cañería guía*: si además, la cañería guía no tiene la profundidad adecuada ó también se encuentra dañada, el casing queda sin ningún tipo de protección.

Además de estas cuatro fallas, es necesario que las presiones relativas sean las adecuadas para que ocurra la entrada de fluidos desde el pozo hacia el acuífero.

Como hipótesis, se supone que en el caso de estudio las deficiencias en las instalaciones son las siguientes:

- Pozos productores: pueden haber ocurrido fallas en el sistema de sellos del packer que permitieron la migración de fluidos (mezcla de agua y petróleo) por la entrecolumna. Estos fluidos pudieron infiltrarse en el acuífero debido a fisuras en el casing, cañería guía y cementación. Las fisuras del casing se deben, probablemente, a la corrosión.
- Pozos inyectores: el problema de corrosión en las cañerías es de consideración debido a que en el pasado se utilizaba agua de inyección con alto contenido de sales, pudiendo parte de ésta filtrarse hacia el acuífero. Además, generalmente el agua de inyección es agua de producción tratada y reinyectada que puede contener trazas de hidrocarburos.

En la Figura 2.a se muestra un posible pozo con los daños mencionados que derivan en la contaminación del acuífero: cementación y cañería guía con la altura inadecuada, fisura en el casing y packer roto. En la Figura 2.b se muestra el mismo tipo de pozo, pero con las instalaciones en correcto estado y mantenimiento, y packer fluid en la entrecolumna.

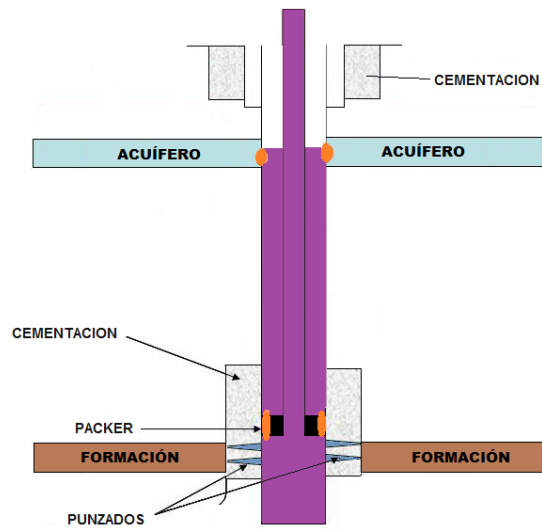


Figura 2.a – Pozo en pésimas condiciones que permiten el ingreso de fluidos al acuífero: falta de protección mediante cañería guía y cementación, falla de packer y grietas en casing producto de la corrosión. Diferencias de presiones tal que permiten que se de la situación planteada.

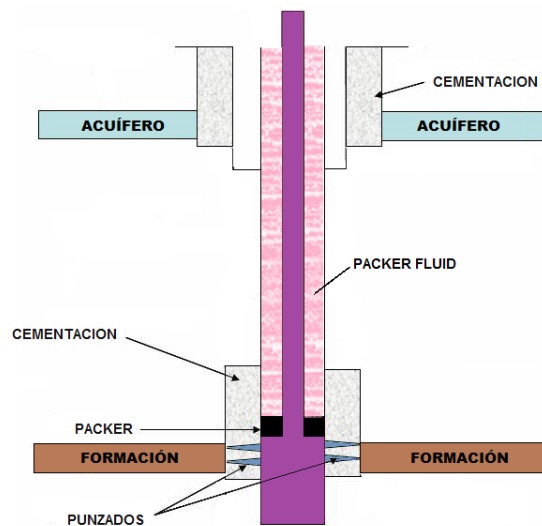


Figura 2.b – Pozo en óptimas condiciones: protección del acuífero con cañería guía y cementación, packer y casing en buenas condiciones, packer fluid en el espacio anular.

3. MODELO NUMÉRICO: PMWIN

Los modelos hidrogeológicos simulan el flujo de agua y el transporte de solutos a través de formaciones geológicas. Contrariamente a otros tipos de modelos, ni los procesos físico-químicos que definen el flujo y el transporte, ni la estructura de los parámetros que los controlan son siempre bien conocidos. (*Medina et al., 2001*).

La cuantificación de los parámetros de entrada al modelo conlleva varias dificultades ya que los datos provienen de diversas fuentes con distintos grados de representatividad. Por ejemplo, algunos parámetros se pueden medir en campo, aunque suelen ser difíciles de obtener y propensos a errores; en ocasiones las

medidas se efectúan en escalas y bajo condiciones distintas a las del modelo, por lo que pueden ser numérica y conceptualmente distintas entre sí. Por todo esto, los parámetros del modelo se buscan de modo que se obtenga la mayor similitud posible entre los valores medidos y los calculados, tanto de cargas hidráulicas como de concentraciones. (*Medina et al., 2001; Konikow, 1996*).

En el presente trabajo se estudiaron dos alternativas: Processing Modflow for Windows (PMWIN) (*Zheng y Wang, 1999; Chiang y Kinzelbach, 1998*) y UTCHEM (*Lake et al., 1984*). Se realizó un análisis de cada uno de ellos y se los probó en casos sencillos que cuentan con solución analítica. A partir de una comparación entre los dos se concluyó que UTCHEM es más complejo tanto desde el punto de vista de la cantidad de parámetros con los que alimenta como de su uso, pero resulta ser una herramienta poderosa para simular el transporte de NAPL, lo cual no está contemplado en PMWIN. Finalmente se eligió PMWIN debido a la coherencia entre la calidad y cantidad de datos disponibles y los parámetros de entrada que el modelo requiere.

PMWIN es un modelo tridimensional en diferencias finitas que es utilizado para simular sistemas de captación de agua, contaminación y remediación y fue desarrollado por el Servicio Geológico de Estados Unidos. La versión utilizada es PMWIN 5.3.0.

Se basa en el supuesto de que los cambios en el campo de concentración no afectarán significativamente al campo del flujo. Esto permite al usuario construir y calibrar un modelo de flujo de forma independiente. Después de una simulación de flujo completa, se simula el transporte de solutos a partir de cálculos de la carga hidráulica y otros términos de flujo.

PMWIN puede ser utilizado para simular los cambios en la concentración de hasta 30 especies contaminantes miscibles en las aguas subterráneas considerando advección, dispersión y reacciones químicas simples (*Zheng y Wang, 1999; Chiang y Kinzelbach, 1998*).

4. ECUACIONES DEL MODELO

4.1 Ecuación de flujo de agua subterránea

El proceso del flujo subterráneo está regido por las relaciones expresadas mediante la ley de Darcy (ecuación 1) y la conservación de la masa (ecuación 2).

$$q = -K \frac{dh}{dx} ; \quad (1)$$

donde:

q = flujo, L/T;

K = conductividad hidráulica del medio poroso, L/T;

h = carga hidráulica, L.

dh/dx = gradiente hidráulico.

$$-\frac{\partial}{\partial x}(\rho \cdot q) + W = \frac{\partial}{\partial t}(\varepsilon \cdot \rho) \quad (2)$$

donde:

ρ = densidad del agua, M/L³;

ε = porosidad efectiva del medio poroso.

W = flujo másico por unidad de volumen del acuífero, término fuente o sumidero, M/T L³

La velocidad del agua subterránea puede afectar a la migración y a la mezcla de los compuestos químicos disueltos en ella y se determina mediante la ecuación 3,

$$v = \frac{q}{\varepsilon} = -\frac{K}{\varepsilon} \frac{dh}{dx} ; \quad (3)$$

donde:

v = velocidad de filtración (también denominada comúnmente velocidad lineal media o velocidad intersticial media), L/T.

La ecuación del flujo subterráneo general se deriva de las ecuaciones 1, 2 y 3 y se expresa mediante una notación tensorial cartesiana según la ecuación 4. (Konikow, 1996)

$$\frac{\partial}{\partial x_i} \left(K_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j} \right) + q_s = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (4)$$

donde:

S_s = almacenamiento específico, L⁻¹;

K_{ij} = tensor de conductividad hidráulica del medio poroso, L/T;

q_s = flujo volumétrico por unidad de volumen del acuífero representando fuentes o sumideros del fluido, T⁻¹.

4.2 Ecuación del transporte de contaminantes

El modelo PMWIN resuelve la ecuación de flujo advectivo – dispersivo – reactivo de contaminantes miscibles en agua subterránea considerando reacciones irreversibles de primer orden, adsorción y fuentes/sumideros del contaminante. La misma se expresa mediante la ecuación 5.

$$R_f \cdot \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(D_{ij} \cdot \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (v_i C) - R_f \kappa C + q_s C_s ; \quad (5)$$

donde:

C = concentración del contaminante, M/L³

R_f = factor de retardo

D_{ij} = tensor de dispersión hidrodinámica, L²/T

v_i = velocidad lineal de agua subterránea, L/T

q_s = flujo volumétrico por unidad de volumen de acuífero representando fuentes de fluidos (positivo) ó sumideros (negativo), T^{-1}

C_s = concentración del contaminante de la fuente o el sumidero, M/L^3

κ = constante de decaimiento del contaminante, T^{-1}

R_f es el factor de retardo que contempla la adsorción. El término $-R_f \cdot \kappa \cdot C$ hace referencia a una reacción química de decaimiento de primer orden irreversible (suponiendo que la constante de decaimiento es igual en la fase líquida que en la sólida) y q_s contempla entradas y/o salidas del contaminante en el sistema.

El coeficiente de dispersión hidrodinámica se define según la ecuación 6.

$$D = D_m + D_h \quad (6)$$

donde:

D = coeficiente de dispersión hidrodinámica, L^2/T ;

D_m = coeficiente de difusión del medio poroso, L^2/T ;

D_h = coeficiente de dispersión mecánica, L^2/T .

A su vez, el coeficiente de dispersión mecánica suele expresarse según la ecuación 7.

$$D_h = \alpha \cdot v; \quad (7)$$

donde:

α = dispersividad, L.

5. DATOS DE ENTRADA AL MODELO

5.1 Generalidades

Los datos requeridos incluyen aspectos del proceso productivo en sí mismo; y que permiten el vínculo entre el proceso de recuperación secundaria y el de transporte de contaminantes en agua subterránea. Dada la incertidumbre respecto a algunos de los parámetros que describen los fenómenos involucrados en el presente trabajo, resulta de importancia la realización de análisis de sensibilidad de los resultados obtenidos respecto de los mismos.

La incertidumbre en los datos de entrada se debe, en algunos casos, a la imposibilidad de llevar a cabo ensayos de campo. Siendo así, algunos de los parámetros fueron obtenidos de bibliografía, por ejemplo porosidad, conductividad hidráulica, relación dispersividad longitudinal / dispersividad transversal y factor de retardo debido a la adsorción. Otros como el gradiente hidráulico, caudal de pérdidas del proyecto petrolero, y concentración de petróleo que ingresa al acuífero se estimaron según métodos propios. La velocidad se calculó de acuerdo a las estimaciones de otros parámetros y la cantidad de pozos averiados se estimó de acuerdo a datos confidenciales. La distribución de pozos o la altura donde está localizada la grieta se puede obtener de imágenes satelitales e información

confidencial.

Es importante señalar que al momento de la determinación de los parámetros involucrados, siempre se toma la postura más pesimista desde el punto de vista ambiental, es decir la situación más desfavorable que pudiera existir respecto a la contaminación del acuífero.

Al final de esta sección, en la Tabla 2, se muestra un resumen de los datos de entrada utilizados.

5.2 Litología y geometría del acuífero

Se conoce que el acuífero en estudio es de tipo arenoso, confinado y de agua dulce; y como simplificación, se considera al medio como homogéneo. La litología corresponde a areniscas con intercalaciones arcillosas.

La extensión geográfica del acuífero se desconoce en exactitud, ya que ha sido poco estudiado hasta la fecha, por lo tanto se plantea, en primera instancia, modelar un área de 3.000 metros de ancho por 7.000 metros de largo, considerando que en los bordes hay flujo de agua entrante o saliente según corresponda. Si los resultados así lo requieren, el área a modelar se puede extender sin mayores complicaciones dado que los tiempos de cálculo han sido razonables.

5.3 Parámetros físicos del acuífero

De acuerdo a la litología del acuífero en estudio, se estima una porosidad de 40% (*Sanders, 1998*).

Se conoce que la conductividad hidráulica del acuífero se encuentra entre 0,14 y 1,00 m/día, lo cual está de acuerdo con los valores observados de bibliografía para litologías del tipo arenisca (*Freeze y Cherry, 1979, Fetter, 2001; Sanders, 1998 y Heath, 2004*). Se considera un valor medio, $K=0,6$ m/d.

La profundidad de la superficie libre de la primera napa generalmente es de entre 5 y 20 metros. Por ello, para el análisis de los procesos en este acuífero resulta una razonable aproximación utilizar el gradiente topográfico para estimar el gradiente hidráulico. Para el caso de estudio presentado aquí se tiene un gradiente superficial de 0,004m/m.

5.4 Caracterización de los pozos contaminantes

A partir de imágenes satelitales del proyecto de recuperación secundaria elegido se puede determinar que la distribución de pozos sigue, en su mayoría, un esquema de 7 puntos invertido (6 productores en los vértices de un hexágono y un inyector en el centro), con una distancia promedio de separación de los pozos de 300 metros.

Se ha estimado que aproximadamente 10 pozos se encuentran dañados con fisuras que permitirían la contaminación del acuífero en estudio. Se desconoce cuáles son los pozos que se encuentran dañados, o la posición relativa entre ellos, entonces como aproximación, se distribuyen los 10 pozos al azar.

Las fisuras de los pozos pueden ser puntuales o bien grietas lineales de algunos centímetros de longitud. Como la discretización del modelo numérico es en capas de 1-5 metros de profundidad, no se puede distinguir si se trata de grietas puntuales o lineales.

Otro parámetro de importancia y que se desconoce es el momento en que comienza la pérdida de fluidos hacia al acuífero. Se estima que existen pérdidas desde hace algunos años y como situación extrema se considera que la pérdida de fluidos comenzó hace 30 años.

En la Figura 3 se presenta una imagen satelital del proyecto de recuperación elegido, sus limitaciones geográficas y la ubicación de los pozos del proyecto, señalando algunos esquemas de 7 puntos.

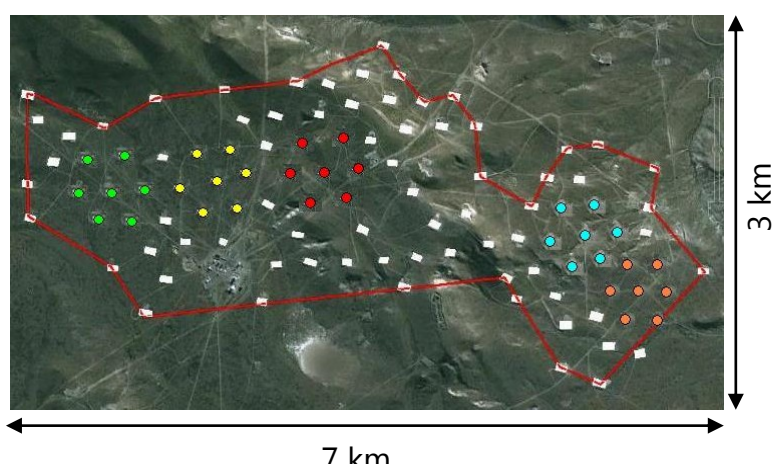


Figura 3 – Área del proyecto elegido

5.5 Caudal de inyección de contaminante

El caudal de inyección se estima como una proporción del caudal de pérdidas del proyecto de recuperación secundaria. Para determinar el caudal de pérdidas se cuenta con cierta información real del proceso productivo, pero la misma es de carácter confidencial y por lo tanto no puede presentarse en este trabajo. Los datos disponibles son: volumen de petróleo producido acumulado (N_p), volumen de agua producida acumulada (W_p) y volumen de agua que ingresó al reservorio (W_e) en función del tiempo y medidos en condiciones estándar (15°C de temperatura y 1 atmósfera de presión). Estos datos fueron analizados de manera exhaustiva y se utilizaron para realizar un modelo de pérdidas aproximado aplicando un balance de materiales simplificado del sistema. (Ecuaciones 8 y 9; *Slider, 1976*).

$$\left(\begin{array}{l} \text{volumen original de} \\ \text{petróleo a } P \text{ inicial} \\ \text{del reservorio} \end{array} \right) = \left(\begin{array}{l} \text{volumen de petróleo} \\ \text{remanente a la presión} \\ \text{media actual del reservorio} \end{array} \right) + \left(\begin{array}{l} \text{volumen de agua a la presión} \\ \text{media actual del reservorio} \end{array} \right) + (\text{Pérdidas}) \quad (8)$$

$$N \cdot B_{oi} = (N - N_p) \cdot B_o + (W_e - W_p) \cdot B_w + L B_w \quad (9)$$

donde:

N : volumen de petróleo original en el yacimiento, en condiciones estándar, L^3 ;

B_{oi} : factor de volumen de petróleo en las condiciones iniciales, L^3/L^3 ;

B_o : factor de volumen de petróleo a la presión actual del reservorio, L^3/L^3 ;

B_w : factor de volumen del agua a la presión actual del reservorio, valor cercano a la unidad, L^3/L^3 ;

L : pérdida de fluidos acumulada, L^3 .

Para llegar a la ecuación simplificada (9) se supone que en el reservorio no hay casquete gasífero ni acuífera activa, basándose en datos bibliográficos de la zona en estudio. Además, como la inyección de agua mantiene la presión del reservorio, se desestima el mecanismo de liberación del gas disuelto en el petróleo y el cambio de volumen poral.

También se toman las siguientes consideraciones adicionales:

- Al mantenerse la presión aproximadamente constante, el factor de volumen del petróleo permanece constante, $B_o = B_{oi}$.
- El agua se considera como incompresible, $B_w = 1$.
- Los fluidos que se infiltran desde el pozo se consideran incompresibles.

Por lo tanto, la ecuación 9 deriva en la 10:

$$L = N_p \cdot B_o + W_p - W_e \quad (10)$$

El valor de B_o se desconoce, pero se sabe que en la gran mayoría de los casos $1 < B_o < 2$ y considerar a $B_o = 1$ es la postura más conservadora ya que representa el mayor caudal de pérdidas de petróleo.

Aplicando la ecuación 10 a los datos del proyecto elegido y graficando L en función del tiempo (Figura 4), se puede observar una distribución que puede ajustarse a una función lineal, donde el caudal de pérdidas se estima como la pendiente, según la ecuación 11:

$$L = q_p \cdot t, \quad (11)$$

El ajuste proporcionó: $q_p = 146,44 \text{ m}^3/\text{d}$ con $r^2 = 0,69$.

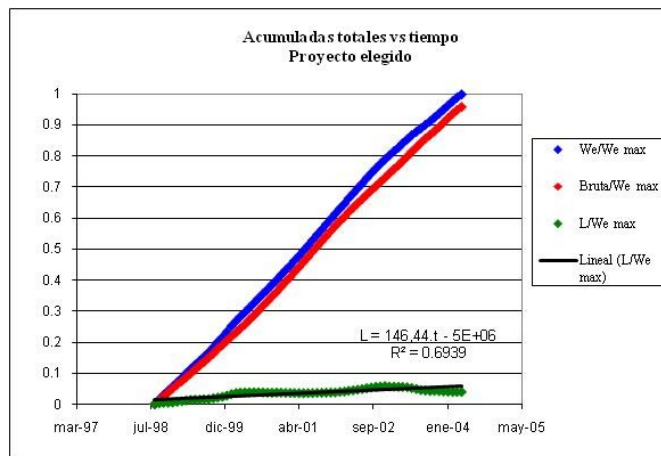


Figura 4 – Pérdidas acumuladas en función del tiempo (Bruta = $N_p + W_p$). Valores relativos a la acumulada máxima de inyección de agua.

Se concluye entonces que el proyecto de recuperación secundaria pierde 146,44 m³/d de fluidos (agua y/o petróleo) desde los pozos productores o inyectores. En este trabajo se considera que la pérdida ocurre en pozos productores como situación más desfavorable ambientalmente.

El caudal de inyección de fluidos al acuífero puede ser 146,44 m³/d o menor, ya que también existe la probabilidad de fisuras a otras profundidades de la cañería. Una aproximación es presumir que la fracción que ingresa al acuífero es proporcional al espesor del acuífero en relación a la profundidad total de la cañería (que se considera igual a la profundidad del yacimiento). Así, se calcula que el caudal promedio de inyección por pozo es 0,665 m³/d.

5.6 Concentración de contaminante en la fuente

La concentración de petróleo en los pozos contaminantes, se puede estimar según la ecuación 12.

$$C_f = C_w \cdot r + (1 - r) \cdot C_o \quad (12)$$

donde:

C_f : concentración del contaminante en la fuente, M/L³;

C_w : concentración de hidrocarburos en el agua de producción, M/L³;

C_o : concentración de hidrocarburos en el petróleo de producción, M/L³;

r : relación entre caudal de agua y caudal total de producción, q_w/q_T

El valor de r se determina a través de la información de producción disponible, r se encuentra entre 0,8 y 0,94. La concentración resultante en la fuente es de 100.000 ppm.

Los petróleos de la zona tienen una densidad de entre 15 y 30 °API, lo que se traduce en densidades relativas al agua, a los 15,5°C, entre 0,966 y 0,876 según la relación expresada en la ecuación 13:

$$^{\circ}API = \frac{141,5}{\rho_{relativa}} - 131,5 \quad (13)$$

Se toma la densidad relativa 0,966 ya que produce una mayor concentración en la fuente (situación más desfavorable). La misma se traduce en una densidad del petróleo de 965kg/m³ y una concentración en la fuente de aproximadamente 96,5 g/L.

5.7 Difusión molecular y dispersión

La difusión molecular puede ser considerada como: $D_m = 1.10^{-10}$ m²/s (Tarela, 2007). En la mayoría de los casos la influencia de la difusión molecular en el transporte de soluto es despreciable en relación con la dispersión y con la advección.

La dispersividad longitudinal puede ser medida en laboratorio, haciendo pasar un trazador no reactivo a través de muestras cilíndricas de material (Mallants et al., 2000)

aunque, una parte importante de los investigadores han concluido que los valores de dispersividad longitudinal y transversal a escala de campo son significativamente superiores a los obtenidos en laboratorio.

En [Gelhar et al., 1992](#) se puede encontrar una discusión sobre los datos disponibles y recomendaciones para asignar valores de dispersividad. En el mismo trabajo se concluye que la dispersividad depende de la escala de observación, con valores más altos de dispersividad para plumas más largas. Sin embargo, en cualquier escala de observación dada, es posible un rango considerable de valores. La Tabla 1, basada en [Gelhar et al., 1992](#) proporciona pautas aproximadas para definir la dispersividad longitudinal y transversal, usando el tamaño probable de la pluma como escala de observación.

Tamaño de la pluma (m)	α_L (m)	α_T (m)
1	0,01 a 0,1	0,001 a 0,01
10	0,1 a 1	0,01 a 0,1
100	0,5 a 10	0,05 a 1
1000	5 a 500	1 a 10

Tabla 1 – Dispersividad longitudinal y transversal en función del tamaño de la pluma, Gelhar et al., 1992.

Según varios autores la relación entre las dispersividades transversal, α_T , y longitudinal α_L es de 1:10. [De Marsily, 1983](#) propone un rango de 5 a 100.

[Schulze-Makuch, 2005](#), recopiló datos de dispersividad longitudinal de 109 autores diferentes. Dichos conjuntos de datos pueden proporcionar una guía preliminar para estimar la dispersividad a diferentes escalas y para verificar las teorías sobre el comportamiento de escala.

En su trabajo [Schulze-Makuch, 2005](#) encuentra una relación entre la dispersividad longitudinal y la escala de medición. La misma puede ser expresada por una ley de potencias: $\alpha = c.(L)^m$, donde α es la dispersividad longitudinal, c es un parámetro característico del medio geológico (varía entre 0,01 m para areniscas y medios no consolidados y 0,8 m para rocas de carbonatos), L es la distancia de flujo y m es el exponente de escala (0,5 sin diferencias estadísticamente significativas entre los distintos medios geológicos).

En este trabajo se desconoce exactamente cuál es la escala de observación, pero se supone que un tamaño probable de la pluma es de 100 m o más. Lo que indicaría, según [Schulze-Makuch, 2005](#) $\alpha_L = 0,1$ m, y considerando la relación de la mayoría de los autores, $\alpha_T = 0,01$ m. Para el mismo tamaño probable de la pluma, según [Gelhar et al., 1992](#), $\alpha_L = 0,5$ a 10m y $\alpha_T = 0,05$ a 1 m. La incertidumbre respecto al verdadero valor de la dispersividad hace que un análisis de sensibilidad respecto a dicho parámetro tome importancia.

Se considerará $\alpha_L = 0,1$ m como valor medio, y $\alpha_L = 10$ m como valor extremo, considerando $\alpha_T/\alpha_L = 10$.

5.8 Adsorción

La determinación del factor de retardo, R_f , debe hacerse in situ, ya que depende de varios factores, tales como la heterogeneidad del medio y su variabilidad espacial. Valores obtenidos de mediciones del movimiento de la pluma de contaminantes orgánicos en relación con un trazador, dan un rango de $1,6 < R_f < 10$ (Roberts et al., 1982).

Como en este caso no se pueden realizar, por el momento, estos trabajos experimentales y frente a las grandes incertidumbres que existen en los demás parámetros, se considerará que no existe retardo ($R_f = 1$). Además, ésta es la situación más desfavorable desde el punto de vista ambiental.

5.9 Reacciones químicas

Si bien el petróleo puede ser biodegradado por microorganismos en el entorno subterráneo. (EPA, 1996), en este caso se considera que no hay descomposición del hidrocarburo. Por lo tanto se toma $\kappa = 0$ en la ecuación (5), anulando el término de decaimiento. Se hace esta suposición debido a las incertidumbres en los demás parámetros y a que es la peor situación desde el punto de vista ambiental.

5.10 Otros datos de entrada al modelo

En las simulaciones se elegirá $\Delta x = \Delta y = \Delta z = 3-10$ m y $\Delta t = 0,3-2$ días siempre que los tiempos de CPU y la estabilidad numérica lo permitan, aunque deberán analizarse según cada caso. Se destaca que la técnica de resolución está sujeta a ciertas restricciones en la discretización espacial y temporal para lograr estabilidad numérica. PMWIN tiene incorporado el cálculo de un Δt máximo según el criterio de estabilidad.

Como condición de borde se fijaron los gradientes hidráulicos de acuerdo a la información general disponible, dejando que el modelo resuelva la hidrodinámica interna. Se verificó que la solución hidrodinámica obtenida respete el gradiente hidráulico en el interior.

Parámetro	Valor	Unidad	Rango de sensibilidad
Geometría			
Espesor promedio	50	m	-
Ancho	3000	m	Según los resultados de las simulaciones
Longitud	7000	m	
Parámetros del acuífero			
Litología	Areniscas con intercalaciones arcillas		
Porosidad	40	%	20% - 60%
Conductividad hidráulica	0,6	m/d	0,14 m/d - 1 m/d

Gradiente hidráulico	0,004	m/m	0,0004 m/m a 0,04 m/m
Velocidad lineal del agua subterránea	0,006	m/d	Según incertidumbres de los parámetros involucrados
Características de las fuentes de contaminación			
Cantidad de pozos dañados	10 pozos	-	-
Caudal por pozo	0,665	m ³ /d	0,665 – 14,644 m ³ /d
Distribución de pozos	distribuidos al azar	-	-
Tamaño de la grieta, ubicación	Δz , ubicado en el centro del acuífero	m	
Concentración de hidrocarburos en los pozos	96.500.000	$\mu\text{g/L}$	-
Parámetros del transporte de contaminantes			
Difusión molecular	$8,64 \cdot 10^{-6}$	m ² /d	-
Dispersividad longitudinal	0,1	m	0,1 m - 10 m
Relación entre la dispersividad longitudinal y transversal	10	-	-
Factor de retardo	1	-	-
Constante de reacción química	0	-	-

Tabla 2 – Resumen de los parámetros a utilizar

Entre las consideraciones realizadas para simular los casos planteados se encuentran: a) conductividad hidráulica constante y no varía según la dirección por lo que un solo valor, K , es suficiente; b) dispersividad transversal horizontal igual a la transversal vertical, y a su vez ambas relacionadas con la dispersividad longitudinal de acuerdo a lo establecido en la sección 5.7; c) en algunos casos, según el tamaño de la grilla, el contorno Este del modelo coincide con el mar hacia el cual se dirige el escurrimiento subterráneo, y, d) la condición inicial del modelo de transporte corresponde a un acuífero libre de hidrocarburos.

Se destaca que con la información disponible no es posible lograr la calibración del modelo de flujo y, por lo tanto, se consideran todas las simulaciones en régimen de flujo estacionario.

6. RESULTADOS

Como ya fue mencionado en la sección anterior, se considera que 10 pozos distribuidos al azar se encuentran dañados. La distribución de los mismos se puede inferir de la Figura 5, donde se muestran las plumas de contaminante generadas por cada uno de ellos.

En nuestro país no existe legislación vigente sobre niveles límites de hidrocarburos en agua subterránea, ni tampoco niveles guía de dicho parámetro. El nivel guía indica la concentración que debería lograrse en el agua subterránea para recuperar plenamente las propiedades funcionales para los seres humanos y la vida vegetal y animal. En el presente trabajo se toma como valor de referencia $50\mu\text{g/L}$, el nivel guía para "mineral oil" en agua subterránea, desarrollado por el Ministerio de Vivienda, Planeamiento Territorial y Ambiente de Holanda. "Mineral oil" contempla una mezcla de alcanos, aromáticos y aromáticos policíclicos (por ejemplo gasolina ó aceite doméstico), que puede corresponderse con el tipo de contaminantes tratados aquí.

En esta sección se presentan los resultados correspondientes a un caso tipo, que corresponde a los valores medios de los parámetros de entrada al modelo (Tabla 2) y un análisis de sensibilidad de los resultados frente a cambios en los siguientes parámetros: porosidad, conductividad hidráulica, gradiente hidráulico, dispersividad longitudinal y caudal por pozo. En el análisis de sensibilidad se consideran los valores dentro del rango de incertidumbre que empeoran los resultados desde el punto de vista ambiental, es decir aquellos que producen una mayor velocidad del agua subterránea y que aceleran el proceso de advección, y también los que contribuyen a una mayor dispersión del contaminante.

Todas las Figuras de esta sección corresponden a 30 años después de comenzada la inyección de contaminantes en la fuente y señalando la concentración de $50\mu\text{g/l}$ como la concentración a partir de la cual comienza a ser importante la presencia de hidrocarburos en el acuífero.

6.1 Caso tipo: valores medios de los parámetros

En la Figura 5 se observan las plumas de contaminante obtenidas en la simulación numérica usando como datos de entrada los valores medios de los parámetros presentados en la Tabla 2. Son plumas cortas de 100 – 150 metros de longitud, que presentan cierta dispersión transversal. El impacto resultante es claramente local, y no hay superposición de efectos. Como los eventuales pozos productores de agua para consumo o bebida de ganado se suelen encontrar fuera de estos radios de influencia, no se esperan impactos negativos en esta situación.

El número adimensional de Peclet, definido en la ecuación 14, relaciona la magnitud del transporte advectivo frente al transporte dispersivo – difusivo. En este caso de estudio el número de Peclet calculado con los valores medios de la Tabla 2, es igual a 100, lo que indica un transporte dominado por el mecanismo de advección.

$$Pe = \frac{v \cdot \Delta x}{D} \quad (14)$$

donde:

Δx = paso de la grilla de cálculo seleccionada, L.

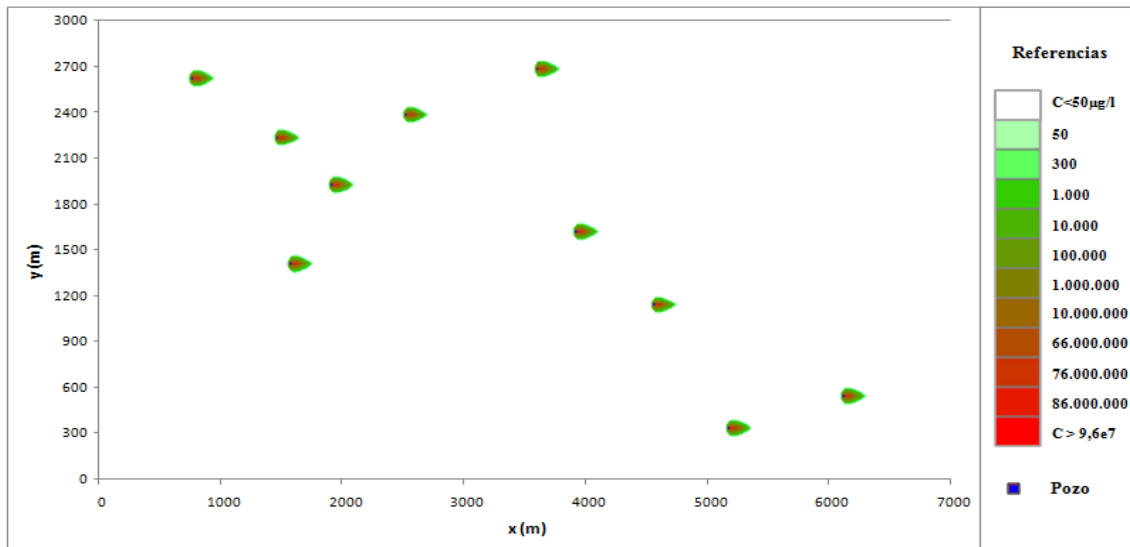


Figura 5 – Distribución de concentraciones en $z = 25$ m, a los 30 años. Considerando sólo concentraciones mayores a $50 \mu\text{g/l}$. Valores medios

6.2 Análisis de sensibilidad

En la Figura 6 se muestra el efecto de disminuir la porosidad de 0,4 a 0,2, dejando los demás parámetros en su valor medio según lo definido en la Tabla 2. Se observa que a esta escala, el cambio en el largo de las plumas no es muy apreciable.

En la Figura 7 se observa el efecto de variar la conductividad hidráulica de 0,6 m/d a 1 m/d, con los demás parámetros según Tabla 2. Se observa un cambio despreciable en el tamaño de las plumas.

El rango de incertidumbre del gradiente hidráulico es mayor que en los casos de porosidad o conductividad hidráulica, y por lo tanto se considera que el parámetro puede encontrarse un orden de magnitud por encima o por debajo del valor medio de 0.004 m/m. Los resultados correspondientes a gradiente hidráulico de 0.04 m/m (valor de mayor impacto ambiental) se muestran en la Figura 8. En este caso, el efecto de la variación es importante, ya que, se distinguen plumas de contaminantes más largas que las resultantes al variar la porosidad o la conductividad hidráulica.

En la Figura 9 se muestra el efecto de aumentar la dispersividad longitudinal en dos órdenes de magnitud (aumento de 0,1 a 10 m). Por un lado, $\alpha = 10$ m es un valor que provocará mayor impacto desde el punto de vista ambiental, y por otro lado, no se descarta como valor probable en los datos reales, ya que como se ha señalado anteriormente, la dispersividad es un valor que debe ser determinado en ensayos de campo para tener buenas aproximaciones. Se observa que aumentar la dispersividad longitudinal altera el tamaño de la pluma, tanto en ancho como en largo. Con una

dispersividad longitudinal igual a 10 m, el número adimensional de Peclet es igual a 1, lo que indica que el mecanismo de dispersión comienza a tomar relevancia frente al de advección.

En la Figura 10 se presenta el efecto de tener 10 pozos inyectando a caudal constante de $14,644 \text{ m}^3/\text{d}$, es decir, se aumenta el caudal de inyección del contaminante q_s , considerando que el total de pérdidas del proyecto petrolero se filtra al acuífero en estudio. Se observa que las plumas resultantes son más grandes, tanto en ancho como en largo, que las obtenidas en la Figura 5.

Finalmente, para determinar cuál es el resultado del caso más extremo desde el punto de vista ambiental, se combinan los datos de mayor impacto, es decir: porosidad = 0,2, Conductividad hidráulica = 1 m/d, Gradiente hidráulico = 0,04 m/m, Dispersividad = 10 m y Caudal por pozo = $14,644 \text{ m}^3/\text{d}$. Las plumas resultantes se muestran en la Figura 11. Se observa que son considerablemente más largas y más anchas que las vistas hasta el momento, con un alcance de aproximadamente 3 km de largo y 600 m de ancho.

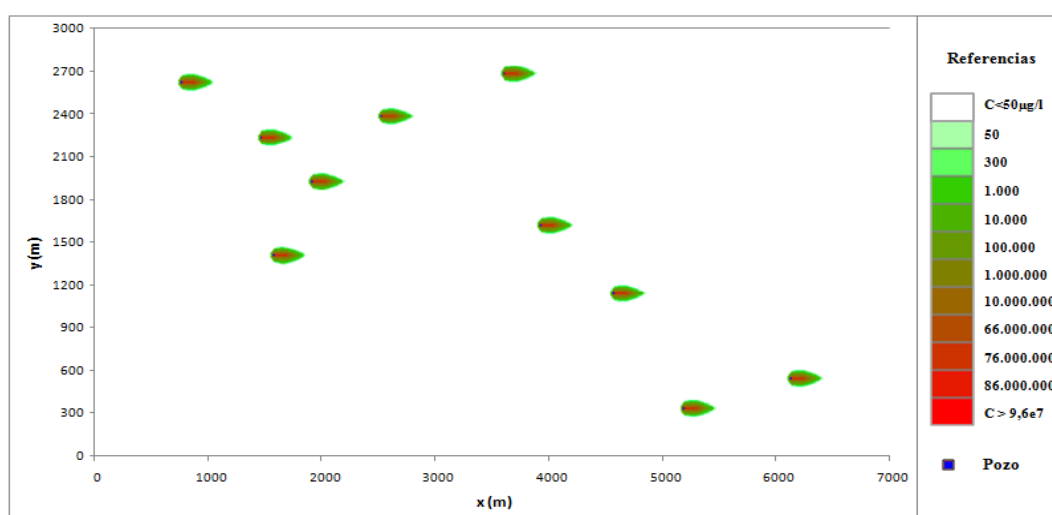


Figura 6 – Distribución de concentraciones en $z = 25 \text{ m}$, a los 30 años. Considerando sólo concentraciones mayores a $50 \mu\text{g}/\text{l}$. Porosidad = 0,2

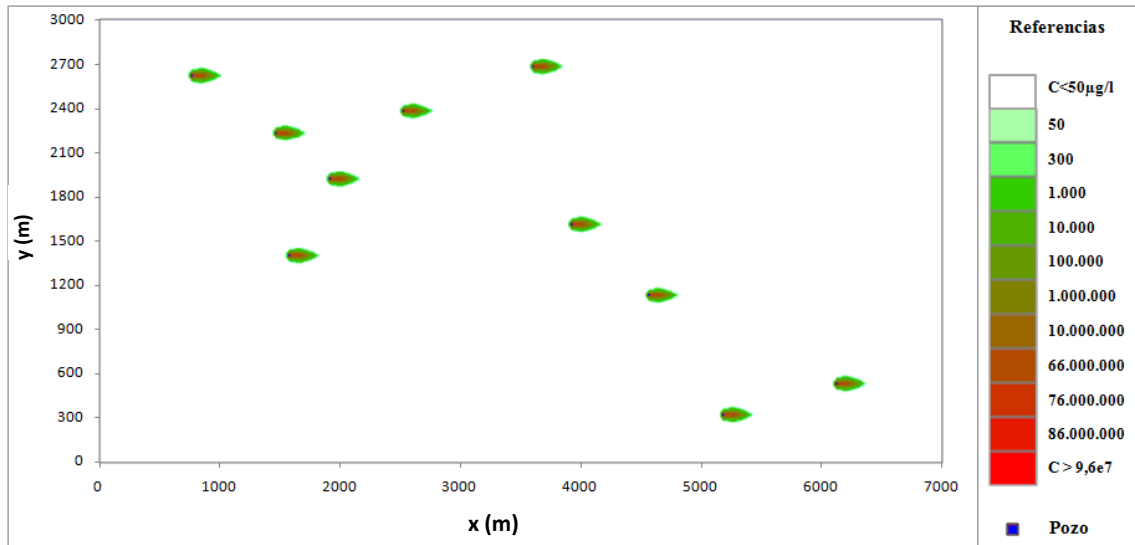


Figura 7 – Distribución de concentraciones en $z = 25$ m, a los 30 años. Considerando sólo concentraciones mayores a $50\mu\text{g/l}$. $K = 1\text{m/d}$.

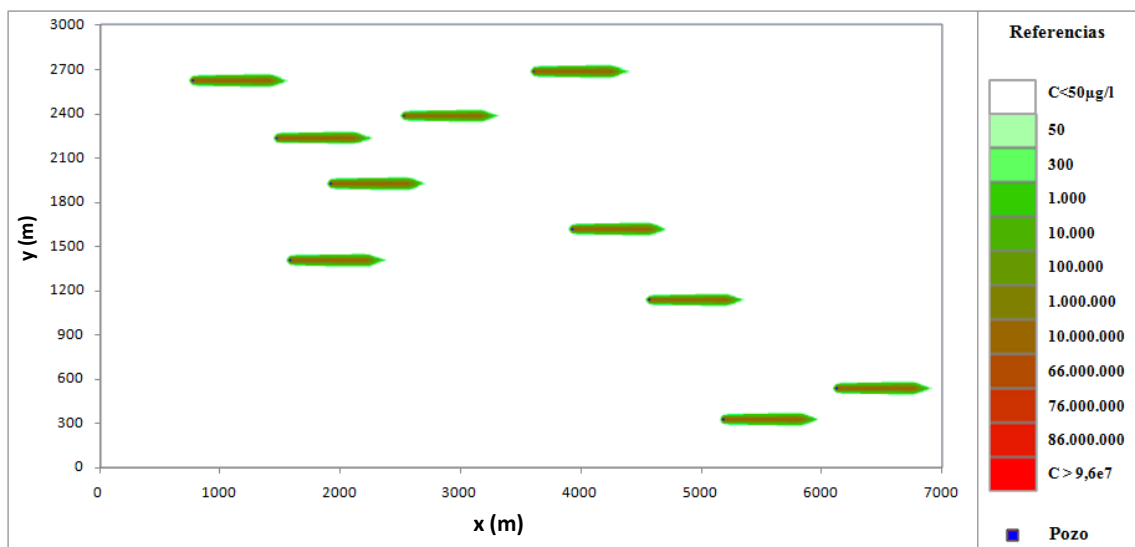


Figura 8 – Distribución de concentraciones en $z = 25$ m, a los 30 años. Considerando sólo concentraciones mayores a $50\mu\text{g/l}$. Gradiente hidráulico = $0,04$ m/m

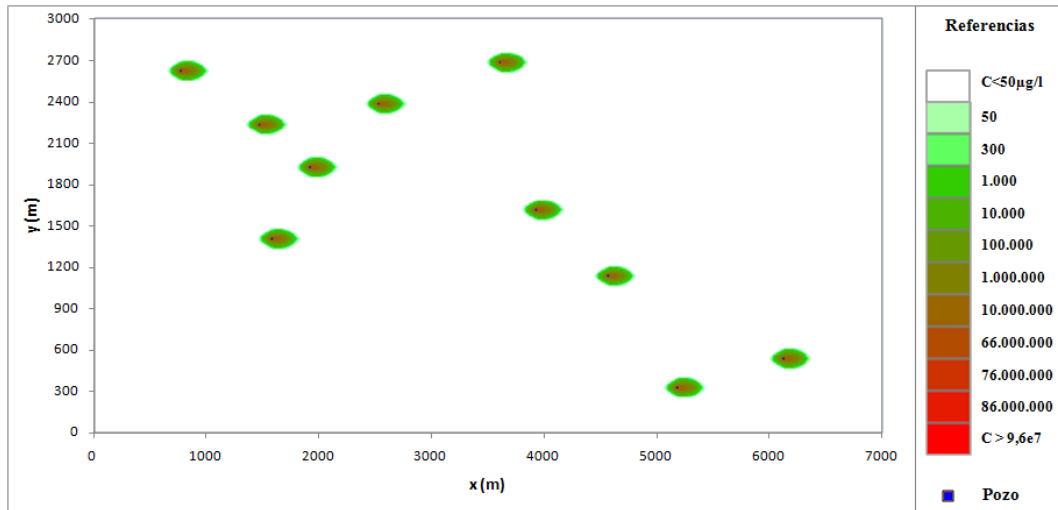


Figura 9 – Distribución de concentraciones en $z = 25$ m, a los 30 años. Considerando sólo concentraciones mayores a $50\mu\text{g/l}$. Dispersividad longitudinal = 10 m

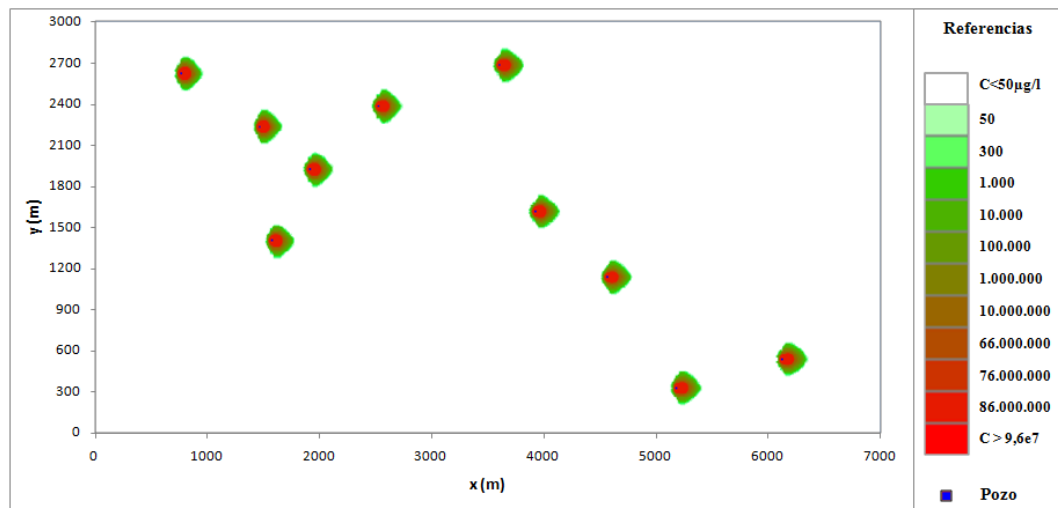


Figura 10 – Distribución de concentraciones en $z = 25$ m, a los 30 años. Considerando sólo concentraciones mayores a $50\mu\text{g/l}$. Caudal de la fuente = $14,644\text{ m}^3/\text{d}$

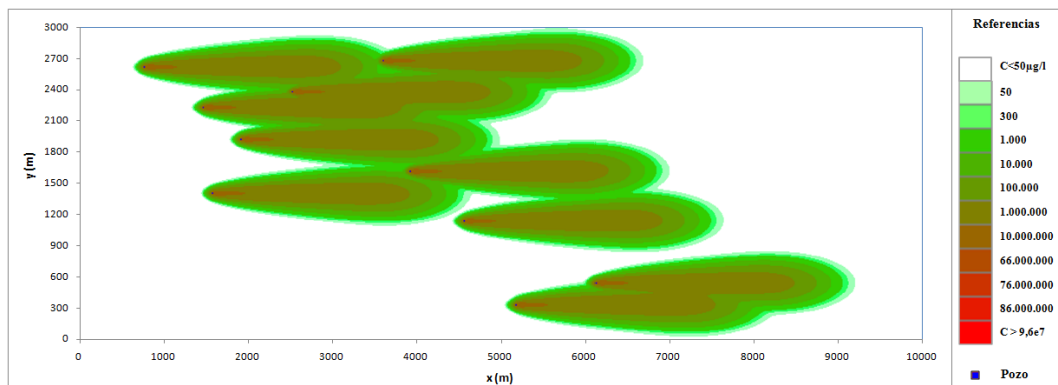


Figura 11 – Distribución de concentraciones en $z = 25$ m, a los 30 años. Considerando sólo concentraciones mayores a $50\mu\text{g/l}$. Valores extremos.

6.3 Cese de la fuente continua de contaminación.

En este apartado se analizará el avance de la pluma una vez que cesa la fuente de contaminación continua, lo que en la realidad se correspondería con la reparación de los pozos petroleros averiados y un análisis de atenuación natural. Se busca analizar la posibilidad de que la pluma contaminante alcance a la ciudad más cercana, la cual está ubicada a unos 85 km al Este de la zona en estudio.

En la Figura 12 se muestra la distribución de contaminantes en el modelo (de 21km x 3km) luego de 500 años desde el momento en que cesó la fuente de contaminación, considerando los valores medios presentados en la Tabla 2. Se observan plumas que se dispersaron poco y que presentan un avance muy lento.

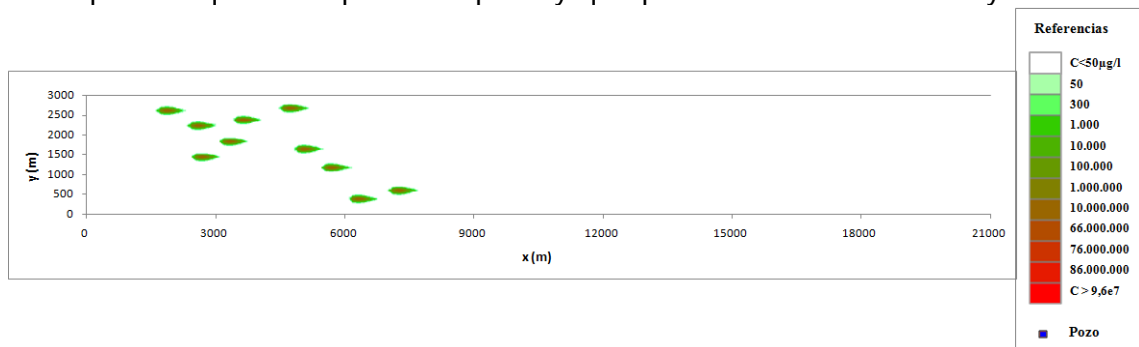


Figura 12 –Pluma de contaminante, 500 años después de haber cesado la inyección de contaminante. Considerando sólo concentraciones mayores a $50\mu\text{g/l}$. Valores medios.

En la Figura 13 se observa la pluma de contaminante obtenida 1000 años después de que cesa la fuente de contaminación. Se observa un avance con respecto a la distribución a los 500 años poco considerable, lo que indicaría que por un lado, los efectos de los distintos pozos considerados problemáticos no se superponen y por otro lado que el avance de la contaminación es tan lenta que da el tiempo necesario para tomar medidas de remediación.

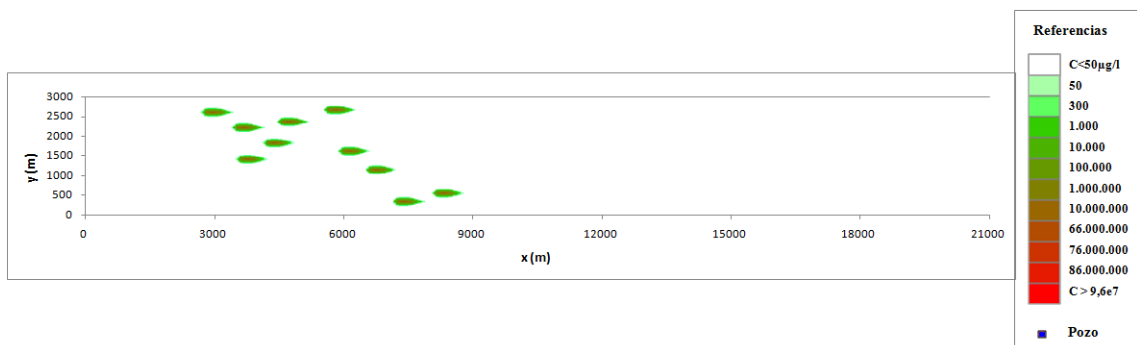


Figura 13 –Pluma de contaminante, 1000 años después de haber cesado la inyección de contaminante. Considerando sólo concentraciones mayores a $50\mu\text{g/l}$. Valores medios.

Se consideran ahora los valores extremos, pero una vez que cesó la fuente de contaminantes. Las dimensiones del modelo correspondiente son considerablemente

mayores a las utilizadas hasta ahora para incluir a la ciudad más cercana: 87 km x 10 km.

En las Figuras 14, 15 y 16 se muestra la pluma de contaminante en su avance con el tiempo, a los 50, 400 y 1000 años luego de haber cesado la fuente. Se observa en la Figura 16 que la pluma de contaminación tarda aproximadamente 1000 años en llegar a la ciudad más cercana, lo que indica que se tiene suficiente tiempo como para tomar medidas correctivas.

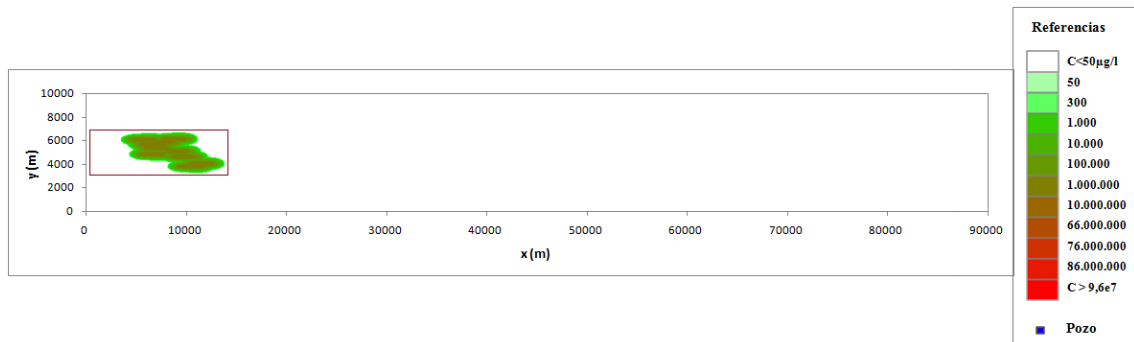


Figura 14 –Pluma de contaminante, 50 años después de haber cesado la inyección de contaminante. Considerando sólo concentraciones mayores a $50\mu\text{g/l}$. Valores extremos.

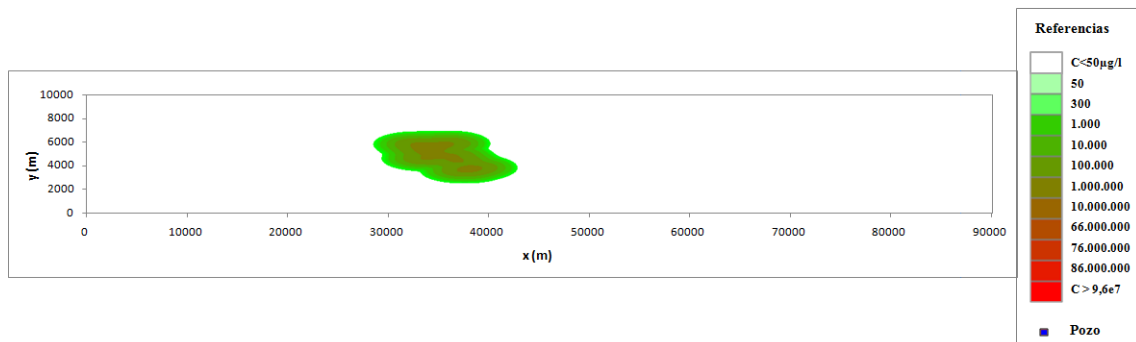


Figura 15 – Pluma de contaminante, 400 años después de haber cesado la inyección de contaminante. Considerando sólo concentraciones mayores a $50\mu\text{g/l}$. Valores extremos.

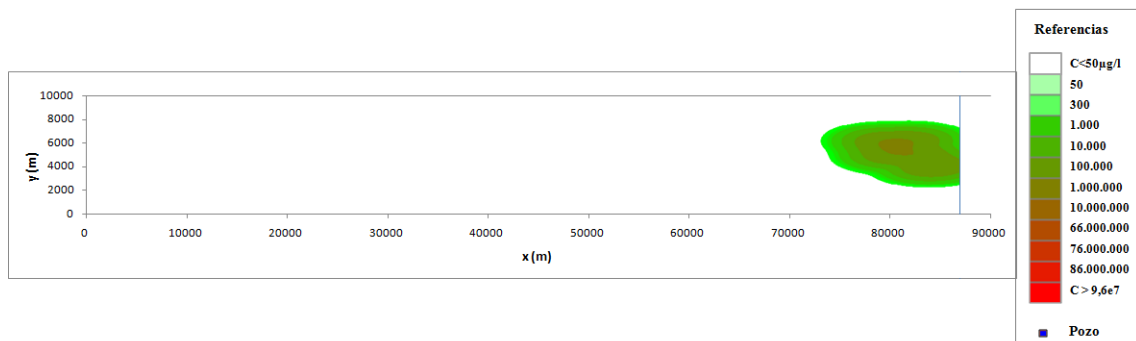


Figura 16 – Pluma de contaminante, 1000 años después de haber cesado la inyección de contaminante. Considerando sólo concentraciones mayores a $50\mu\text{g/l}$. Valores extremos.

7. CONCLUSIONES

Los datos utilizados en este trabajo fueron tomados de la bibliografía y de fuentes confidenciales, con lo cual presentan mucha incertidumbre. Para obtener conclusiones valaderas, se lleva a cabo un análisis de sensibilidad a los principales parámetros del modelo, poniendo especial énfasis en los casos más desfavorables desde el punto de vista ambiental.

A partir de los distintos ensayos realizados se puede concluir que, debido a la baja velocidad del agua subterránea y a que la advección es el mecanismo dominante en los casos planteados ($Pe > 1$), no hay superposición significativa de efectos de los distintos pozos considerados contaminantes en los escenarios más probables. Esto resulta sumamente importante, porque permitiría aislar los efectos de cada proyecto y por ejemplo, llevar adelante medidas de remediación de cada uno independientemente de los demás, de acuerdo a su grado de vulnerabilidad.

Aún en los escenarios más conservativos, donde sí se observa superposición de efectos de los distintos pozos, la velocidad del agua subterránea resulta tan baja que la pluma contaminante tardaría 100 años en recorrer algo menos de 10 km, una distancia típica a la cual podría hallarse una instalación utilizada como fuente de agua.

Los ensayos de campo para determinar concentraciones de hidrocarburos son costosos, y realizar campañas de monitoreo periódicas requieren de mucho tiempo e inversión. Si bien estas actividades de medición resultarán necesarias en un caso de aplicación real, se destaca la importancia de complementar los estudios con el uso de modelos numéricos como herramientas de análisis de situación y pronósticos. Su aplicación permite concluir en este trabajo que, aún en los escenarios más conservativos, el impacto de las actividades de recuperación secundaria estará acotado: difícilmente la contaminación alcance zonas pobladas, ni se manifieste en la calidad del agua en los próximos años, y bastaría con aislar cierta zona de riesgo del acuífero para asegurar la calidad del agua según sus distintos usos. Modelos como el presentado en este trabajo, gratuito y relativamente sencillo de aplicar, resultan ser herramientas muy poderosas para analizar casos con potenciales impactos ambientales, y alta repercusión social.

La elección del modelo numérico es un paso fundamental en el trabajo de investigación. Es necesario analizar sus ventajas, desventajas, las ecuaciones en que se basa, técnicas de resolución, limitaciones, requerimientos, e implementarlos en casos sencillos para tener herramientas de elección. El modelo presentado en este trabajo, PMWIN, se considera una buena alternativa para simular la fase disuelta de petróleo. Un factor decisivo en la elección del modelo numérico ha sido la coherencia entre el mismo y la calidad de la base de datos disponible.

Un procedimiento muy importante en el momento de determinar el impacto de la actividad de recuperación secundaria es realizar monitoreos de la calidad del agua, principalmente en las inmediaciones de los pozos considerados "problemáticos". Esto servirá para calibrar y validar el modelo de transporte de contaminantes. La

confiabilidad de los resultados de un pronóstico como el que se propone dependerá de cuánto pueda ampliarse la calidad de la base de datos disponibles, no sólo de los registros históricos para calibrarlos, sino también de los parámetros de entrada.

Respecto al análisis de sensibilidad realizado en este trabajo, en el caso presentado el mecanismo dominante es la advección y el principal parámetro que influye en los resultados es el gradiente hidráulico, resultando indispensable su determinación con el menor margen de error posible.

8. REFERENCIAS

- Chen Y., Zhu X., Zhu X., Jiang Y., Xie Q.. "Transformations and hydraulic captures of petrochemical contaminants in a karst- fractured aquifer". *Environmental Geology*, 39 (11), 2000.
- Chiang W. and Kinzelbach W.. "Processing Modflow. A Simulation System for Modeling Groundwater Flow and Pollution". *Tutorial of Processing Modflow for Windows (MODFLOW) 5.3*, 1998.
- De Marsily G. "Quantitative Hydrogeology". New York Academic Press, 1986.
- EPA (United States Environmental Protection Agency). "Guía del ciudadano: Atenuación natural". Ficha tecnológica, Oficina de Innovaciones Tecnológicas. Organismo para la Protección del Medio Ambiente, Desechos Sólidos y Respuesta en Situaciones de Emergencia. EPA 542-F-96-026, 1996.
- Fetter C.W. "Applied Hydrogeology". Prentice – Hall, 4ª Ed., 2001.
- Freeze R.A and Cherry J.A. "Groundwater". Prentice – Hall, 1979
- Gelhar L.W., Welty C. and Rehfeldt K.R. "A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers". *Water Resources Research*, Vol.28, No.7, 1992.
- Heath R. C. "Basic Ground-Water Hydrology". Geological Survey water-supply paper 2220, U.S. Department of the Interior and U .S. Geological Survey, Tenth printing, 2004.
- Hernández Valdés A.O. "Modelación de la migración de derivados del petróleo en las aguas subterráneas en un acuífero poco profundo próximo al pueblo de Güines". *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, Vol. XXIII, No. 1, 2002.
- Konikow, L.F. "Numerical models of groundwater flow y transport". Manual on Mathematical Models in Isotope Hydrogeology, *International Atomic Energy* 556. Agency Rept. IAEA-TECDOC-910, Austria: 59-112, 1996.
- Lake L.W; Pope G.A., Carey G.F and Sepehrnoori K., "Isothermal, Multiphase, Multicomponent Fluid-Flow in Permeable Media, Part I: Description and Mathematical Formulation". *In Situ J.*, 8 (1), 1-40, 1984.
- Mallants D., Espino A., Van Hoorick M., Feyen J., Vandenberghe N. and Loy W. "Dispersivity Estimates from a Tracer Experiment in a Sandy Aquifer". *Ground Water*, Vol. 30, No. 2, Pages 304-310, 2000.
- Martínez Alfaro P.E., Martínez Santos P. y Castaño Castaño S. "Fundamentos de hidrogeología". *Ediciones Mundi-prensa*. ISBN: 84-8476-239-4, 2005

- Medina A., Galarza G., Carrera J., Jódar J. y Alcolea A. "El problema inverso en hidrología subterránea. Aplicaciones". *Boletín Geológico y Minero*, Vol. 112, Núm. especial, pp. 93-106, ISBN: 0366-0176, 2001.
- Nadim F., Hoag G. E., Liu S., Carley R. J., Zack P.. "Detection and remediation of soil and aquifer systems contaminated with petroleum products: an overview". *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 26, 169–178, USA, 2000.
- Rahman S.S. and Chilingarian G.V., "Casing design theory and practice". *Developments in Petroleum Science*, 42, Elsevier Science B.V., ISBN: 0-444-81743-3, 1995.
- Roberts P.V., Reinhard M. and Valocchi A.J. "Movement of Organic Contaminants in Groundwater: Implications for Water Supply". *Research and Technology, Journal AWWA*, 1982.
- Sanders L. "A manual of Field Hidrogeology". Prentice – Hall, 1998.
- Schulze-Makuch D.. "Longitudinal Dispersivity Data and Implications for Scaling Behavior". *Ground Water*, Vol. 43, No. 3, pages 443–456, 2005.
- Slider H.C. "Practical Petroleum Reservoir Engineering Methods". *Petroleum Publishing Company*, Tulsa, 1976.
- Sun K., Guo B. and Ali G.. "Casing Strength Degradation due to - Applications to Casing Pressure Assessment". IADC/SPE Asia Pacific Drilling technology Conference and Exhibition, *Society of Petroleum Engineers*, Paper Number 88009, Malaysia, 2004.
- Tarela, P.A. "Destino y transporte de contaminantes en aguas subterráneas". Transporte de Contaminantes en el medio acuático, Capítulo 6. Apunte editado del Curso Transporte de Contaminantes en el medio acuático, Maestría de Ingeniería Ambiental, Universidad Tecnológica Nacional, FRGP/FRD, 2007.
- Thakur G.C. and Satter A.. "Integrated Waterflood Asset Management". *PenWell Publishing Company*, 1998.
- Xu Y., Yang Q., Li Q. and Chen B.. "The Oil Well Casing's Anticorrosion and Control Technology of Changqing Oil Field". SPE International Oil & Gas Conference and Exhibition, *Society of Petroleum Engineers*, Paper Number 104445, China, 2006.
- Zheng C., Wang P. P.. "MT3DMS: A Modular Three-Dimensional Multispecies Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion, and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater Systems". Contract Report SERDP-99-2. *US Army Corps of Engineers, Engineer Research and Development Center, University of Alabama*, 1999.