ESTUDIO DE DERRAMES DE HIDROCARBUROS PROVENIENTES DE ESTACIONES DE SERVICIO

INFORME FINAL DE BECA

01/12/2016

Universidad Nacional del Sur

BECARIO: BAUER EMILIANO

DIRECTOR: CLAUDIO LEXOW

INDICE

1. INTRODUCCIÓN 3

2. OBJETIVOS 3

3. CARACTERÍSTICAS HIDROLÓGICAS DE BAHÍA BLANCA 4

4. DATOS RELEVADOS 4

5.MODELADO DE LA DISPERSIÓN DE DERRAMES DE HIDRO-CARBUROS 5

5.1.Parámetros hidrogeológicos 5
5.1.1. Estructura del subsuelo 5
5.1.2. Contaminación del agua subterránea 7
5.1.3. Transporte de hidrocarburos 8
5.1.4. Modelado de la dispersión de contaminantes en el agua subterránea. 12
5.1.5.Ecuación general de transporte de contaminantes 13
5.1.6.Resolución con gPROMS 14
5.1.7.Ejecución del Proceso 15
5.1.8. Resultados 16

6. CONCLUSIONES 19

7. BIBLIOGRAFÍA 20

1. INTRODUCCIÓN

Las fuentes de contaminantes más comunes y a su vez más complejas son los procedentes a los compuestos orgánicos, hidrocarburos y sus derivados.

El combustible una vez derramado sobre la superficie, o que es aportado por un tanque de almacenamiento o cañería, se comienza a infiltrar en la superficie a través de la zona no saturada hasta llegar a la superficie del nivel freático, la velocidad con que este contaminante es infiltrado y alcanza el acuífero, va a depender de la permeabilidad y de la porosidad principalmente que ofrece el medio, es decir que depende de la litología, de la humedad del medio, el empaquetamiento y el arreglo interno. También se toma en cuenta los parámetros propios del hidrocarburo, como la densidad y la viscosidad, que proporcionarán mayor capacidad de penetración si posee valores bajos. El contaminante migra por efecto de la gravedad a través de la zona no saturada de manera vertical descendente hasta pasar a actuar como recarga en caso de que se disuelva en parte o como FLNA por encima del nivel freático. Newell et al. (1995) definieron cuatro fases en los que los constituyentes de hidrocarburos livianos pueden encontrarse en el subsuelo: 1) fase aire-vapor en el espacio poral; 2) fase acuosa, disuelta en agua; 3) fase líquida, hidrocarburos en fase libre o móvil; 4) fase adsorbida en el subsuelo o saturación residual. El agua y el combustible son dos fases fluidas no miscibles entre sí, por lo cual al llegar a la zona saturada, los hidrocarburos se desplazan sobre el agua por tener una densidad menor, lo que genera una fase libre no acuosa (FLNA).

La movilidad de la FLNA a través de la franja capilar es complejo debido a la competencia entre las fases (aire-agua-combustible) y genera condiciones propicias para incrementar la disolución de los hidrocarburos (Dobson et al., 2007). La FLNA se detiene una vez que se alcanza el punto de saturación residual (si cesa el aporte), mientras que los productos disueltos migran mucho más allá.

Este desplazamiento de la FLNA puede ser detectado y seguido mediante de pozos de monitoreo. Como resultado de trabajos previos se cuenta con una vasta información de registros de monitoreo procedente de las 16 estaciones de servicio que actualmente cuentan con freatímetros, así como también los informes elevados al Departamento de Saneamiento Ambiental de la Municipalidad de Bahía Blanca referentes a remediaciones que se han realizado a lo largo de las últimas dos décadas en nuestra localidad.

2. OBJETIVOS

El objetivo del proyecto en cuestión es estudiar el comportamiento de transporte de los hidrocarburos presentes en la capa freática, debido a la perdida de estos mismos por parte de las estaciones de servicio en la zona de Bahía Blanca. Mediante la validación y el análisis de información experimental se intenta comprender los mecanismos de migración, permitiendo de esta manera plantear estrategias que permitan planear sistemas de remediación y preservar el recurso hídrico de futuras contaminaciones.

Para lograr este objetivo:

a- Se analizó información disponible
b- Se examinaron los riesgos para la salud mediante el uso de herramientas informáticas probadas; y
c- Se estudiaron posibles modelos teóricos cuyos parámetros pudieron ser ajustados a partir de las mediciones experimentales disponibles.

3. CARACTERÍSTICAS HIDROLÓGICAS DE BAHÍA BLANCA

El acuífero presente en la localidad de Bahía Blanca se caracteriza por poseer diferentes condiciones hidrogeológicas, condicionadas por las importantes variaciones formacionales del subsuelo. La formación que actúa como base del acuífero son los denominados “sedimentos pampeanos” (loess) que presentan una amplia distribución regional en posiciones aflorantes y subaflorantes y conforman el acuífero de la zona norte y este de la ciudad.

Están compuestos principalmente por arenas finas y arenas limo-arcillosas cementadas por carbonato de calcio, presentando zonas de entoscamiento que la tipifican. Presenta frecuentes anisotropías hidrolitológicas locales dando lugar a una alternancia de niveles acuíferos -acuitardos que desde el punto de vista hidrogeológico regional, se comportan como un solo sistema de transmisión de agua más o menos homogéneo, pobremente acuífero o acuitardo. La permeabilidad no sobrepasaría los 0,5 m/d pero localmente podrían alcanzar máximos del orden de 5 a 10 m/d (Sala, 1975).

Sobre la margen derecha del Arroyo Napostá y hasta aproximadamente la cota de 10 m.s.n.m., por debajo de un suelo somero y sobre los sedimentos pampeanos, existe un conjunto de sedimentos cuya potencia puede alcanzar hasta los 10 metros y que corresponderían a la Formación Bahía Blanca, edad Holoceno (Fidalgo, 1983) y de características acuíferas. Se trata de arenas medianas a finas calcáreas, friables y sin estratificación que alternan con arenas gruesas y gravas con rodados angulosos de cuarcitas y conchillas de moluscos continentales.

Las arenas fluviales con rodados de cuarcitas se adjudican a antiguas llanuras de inundación de los Arroyo Napostá Grande y Maldonado. A pesar de la heterogeneidad litológica de la unidad, desde el punto de vista hidrogeológico, todo el conjunto se comporta como un acuífero somero de buena permeabilidad con caudales específicos variables entre 0,5 y 5 m^3/h por metro de depresión. La profundidad del nivel freático en el área de Bahía Blanca, se ubica entre los 3 y 5 metros dependiendo de la estación del año y de la alternancia anual de los ciclos pluviométricos (Lexow et al., 2016).

4. DATOS RELEVADOS

Los datos utilizados en este trabajo provienen de mediciones de campo realizadas por Departamento de Saneamiento Ambiental de la Municipalidad de Bahía Blanca. Dada la cantidad de información a procesar que excedía el alcance y duración de este proyecto se seleccionaron para los diferentes análisis las estaciones de servicio ubicadas en:

- Calles Estomba y Perú
- Av. Alem y Alsina
- Av. Alem y Perú
- Av. Alem y Mallea
- Av. Sarmiento y Carrillo
- Calles Almafuerte y Charlone

Los datos relevados son:

- Series estacionales pluviométricas:

Se sintetizaron las precipitaciones mensuales y anuales en la ciudad de Bahía Blanca entre 1964 y 2015, y las precipitaciones diarias entre Enero 2013 y Abril del 2014.

- Profundidad del nivel freático y espesor de FLNA en las estaciones de servicio de:
  - Calles Estomba y Perú
  - Av. Alem y Alsina

- Concentraciones de Benceno, Tolueno, Etilbenceno, Xileno (BTEX) en la fase disuelta y el espesor de FLNA en las estaciones de servicio de:
  - Av. Alem y Perú
  - Av. Alem y Mallea
  - Av. Sarmiento y Carrillo
  - Calle almafuerte y Charlone

Se utilizó el software RBCA (Risk-Based Corrective Actions) (Connor et al., 2009), basado en el modelo ASTM-RBCA desarrollado en Estados Unidos (ASTM, 2004) para analizar los datos de contaminación del suelo. Este modelo combina modelos de transporte de contaminantes con herramientas de evaluación de riesgos para calcular los riesgos base para cada ruta de exposición, tanto para casos sencillos como complejos (Pinedo, 2014). Esto permite determinar la necesidad o no de remediación.

5. MODELADO DE LA DISPERSIÓN DE DERRAMES DE HIDROCARBUROS

5.1 Parámetros hidrogeológicos

5.1.1. Estructura del subsuelo

La hidrogeología es la ciencia que estudia el comportamiento de los recursos existentes en el subsuelo, la posibilidad de captación y de su aprovechamiento en un contexto de gestión sustentable, lo que incluye el comportamiento de posibles contaminantes, sus fuentes y formas de dispersión. Para ello se realiza un análisis del movimiento del agua, de sus propiedades y de su composición química, de acuerdo a estos parámetros se evalúa la conducta dentro del ciclo hidrológico y sus usos potenciales.

Para este análisis el subsuelo se divide en dos sectores, la zona no saturada y la saturada (Fig. 10). En la primera se puede determinar una zona de infiltración de elementos en y cerca de la superficie, principalmente agua y ciertos contaminantes antrópicos o naturales, sometidos a factores de evapotranspiración (producto del ciclo establecido por las plantas), evaporación de agua en la sub-superficie y alteración de estos con el medio. En la subzona intermedia el fenómeno más importante es la sorción (adsorción y absorción) proporcionada por la geología presente en el sector. La porosidad instaurada entre los elementos dentro del ambiente general, está integrada por aire, agua y suelo. Hacia la base de la zona no saturada se localiza una subzona, que es la franja capilar y se desarrolla inmediatamente por encima del nivel freático, es decir que comprende la fase de transición entre ambas partes y es una sector en el que la presión atmosférica es igual a la presión hidrostática y los espacios porosos son ocupados por agua en forma hidroscópica, pelicular, capilar y gravitatoria y en menor medida, aire. Las características presentes en esta área dependen de la textura, estructura y porosidad del medio físico.

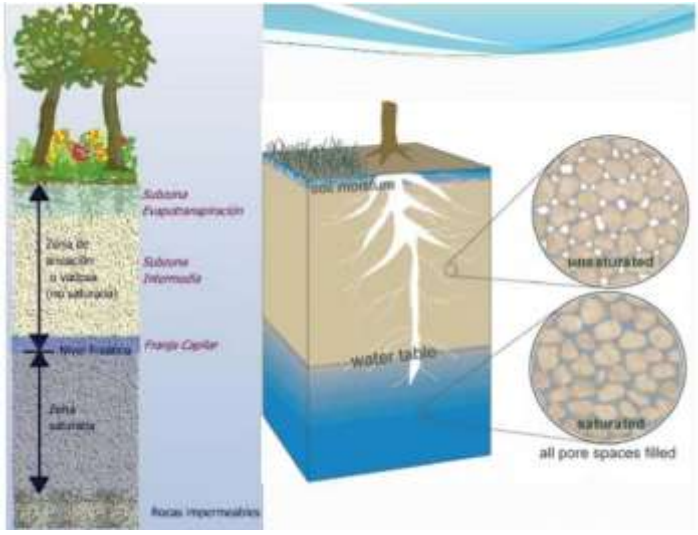

Figura 10: Zona saturada y no saturada y su contenido de agua

En la zona no saturada son importantes los conceptos de porosidad total y efectiva, ya que permiten evaluar cómo se comporta el contaminante frente a las adversidades de la sección en cuestión. Se define como porosidad total los espacios vacíos que se generan entre las partículas y como porosidad eficaz el volumen de agua contenido dentro de una roca, liberada por acción de la gravedad.

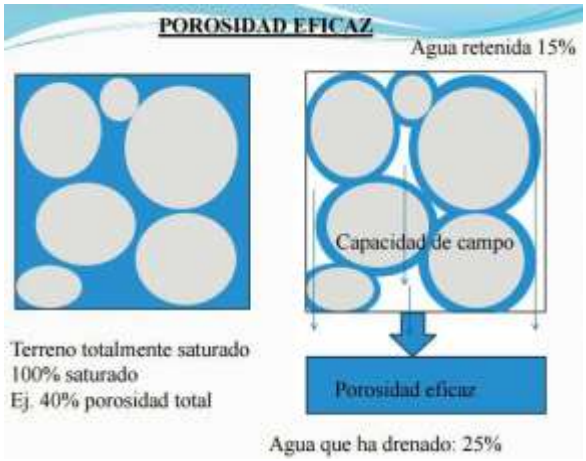

Figura 11: Porosidad total (izquierda) y porosidad eficaz (derecha).

El agua infiltrada que logra atravesar la zona no saturada va a formar parte de la zona saturada, a este proceso se lo denomina recarga. La zona saturada posee la característica distintiva de poseer los poros de la formación totalmente ocupados por agua. La movilidad del fluido del acuífero en este medio se origina por las diferencias de altura (gradiente hidráulico) y la permeabilidad del ambiente, dando lugar al concepto de transmisibilidad. La transmisibilidad es el caudal en un ancho unitario y altura igual a la del manto permeable saturado (acuífero) bajo un gradiente hidráulico unitario a una temperatura determinada. Este parámetro es dependiente de la conductividad hidráulica y del espesor de la formación, respetando los parámetros de la Ley de Darcy. El acuífero es limitado en su base y techo, como piso se compone de rocas impermeables y como techo es separada por la zona no saturada, límite desarrollado a partir de la diferencia de presión entre ambos medios, siendo en esta zona la presión hidrostática mayor a la presión atmosférica. De acuerdo a la geología en la que se encuentra el nivel saturado, se la puede denominar como acuífero acuitardo, acuícludo y acuífugo.

5.1.2. Contaminación del agua subterránea

Se entiende por contaminación del agua subterránea a la alteración de las condiciones naturales al introducir materias o formas de energía que impliquen un perjuicio de su calidad en relación con los usos posteriores o con su función ecológica.

La contaminación puede darse por:

- Filtraciones de tanques subterráneos
- Pozos ciegos
- Aplicación pesticidas
- Acumulación de residuos
- Vuelcos de líquidos industriales
- Pérdidas de cañerías

Estas sustancias se pueden encontrar de dos formas, como líquidos miscibles o inmiscibles y se transmiten en el acuífero en forma conservativa o no conservativa, dependiendo de la heterogeneidad litológica que se desarrolle en el sector. La calidad de agua se evalúa en función de su uso: composición química, pH, Eh y fuerza iónica, parámetros que permiten entender el mecanismo de movimiento y el estado de las sustancias dentro de la zona saturada. La porosidad juega un rol importante en este mecanismo ya que modifica la superficie de contacto y la probabilidad de que se produzcan procesos de disolución, adsorción, intercambio iónico, etc. De acuerdo a esto los componentes pueden estar de forma molecular o iónica, iones complejos, geles y coloides. La mineralización dentro del ambiente subterráneo depende no solo del tiempo de contacto agua-roca, sino que también es afectada por la composición del agua de lluvia y el contacto edáfico- litológico.

El tiempo de residencia de los contaminantes en el acuífero es del orden de décadas y hasta de miles de años en un acuífero profundo. Dado que la velocidad del

agua subterránea se encuentra en el orden de 1 cm/d, toma mucho tiempo contaminar un acuífero, pero en el caso de que suceda, también toma mucho tiempo restaurarlo naturalmente.

5.1.3. Transporte de hidrocarburos

El transporte de un soluto disuelto es el resultado de tres tipos de procesos: advectivo, difusivo y dispersivo.

- **Advección**

Se genera por el movimiento de fluidos, el centro de masa de un elemento químico presente en el agua o aire será transportado por este movimiento advectivo a la velocidad promedio del fluido en el que se encuentra, siempre que no exista absorción y retardo. La masa total del contaminante se mantendrá constante a través del tiempo (Fig. 12)

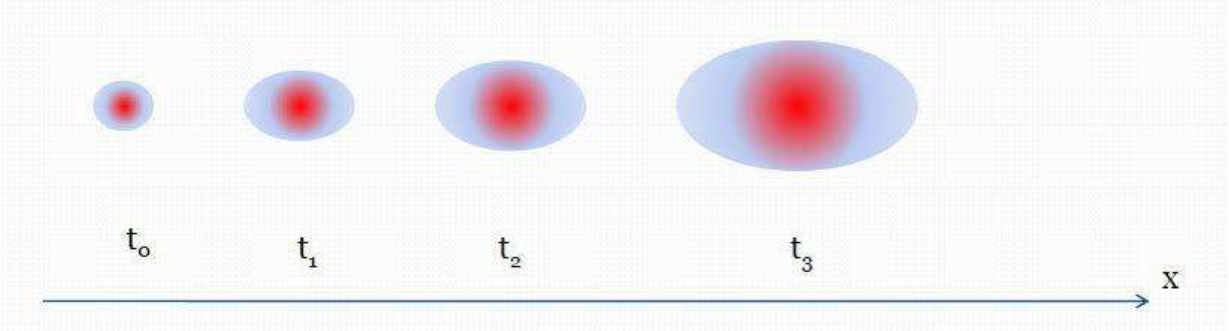

Figura 12: Movimiento advectivo.

El movimiento advectivo es descrito matemáticamente por la dirección y la magnitud de su velocidad (Fig. 13). Se calcula generalmente usando el flujo de Darcy y la concentración en disolución:

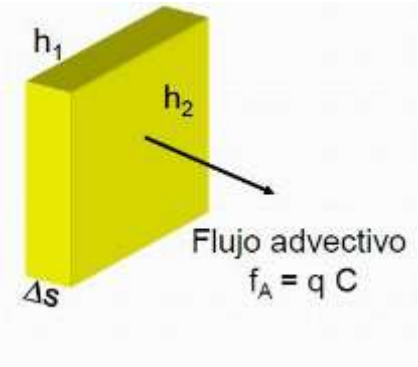

Figura 13: Flujo advectivo.

$q = Q/A$ Flujo de Darcy

donde Q : caudal
A : área

También suele expresarse en términos de la densidad de flujo de acuerdo a:

$J = C\ v$

donde: J: densidad de flujo (M/L^2T)

C: concentración del soluto (M/L^3)

v: velocidad de Darcy (L/t)

- **Difusión (transporte difusivo o "Fickiano")**

El elemento químico se mueve desde un lugar donde su concentración es relativamente alta hacia otro donde es menor, por efecto de un movimiento aleatorio de las moléculas (difusión molecular), o un movimiento aleatorio del agua donde se encuentra (difusión turbulenta) o por una combinación de ambos (Fig. 14).

La primera ley de Fick es usada para describir este movimiento de los iones a una escala molecular y se expresa como:

$FD = -Dm. \frac{dC}{dx}$

donde: FD: flujo másico difusivo (M/t)

Dm: coeficiente de difusión del medio poroso (L^2/t) C: concentración del soluto (M/L^3)

x: distancia sobre la cual se consideran cambios en la concentración (L)

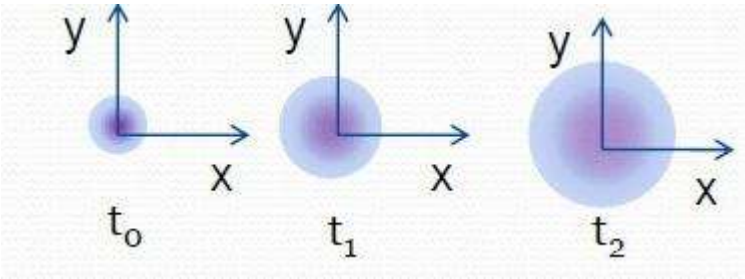

Figura 14: Movimiento difusivo.

- **Dispersión**

A veces el movimiento del fluido no es enteramente aleatorio, si no que posee un patrón discernible pero complejo de caracterizar. En el caso típico de las aguas subterráneas, el agua sigue un camino tortuoso alrededor de las partículas del suelo en la medida que se traslada desde un punto a otro. La heterogeneidad y la tortuosidad del medio generan dispersión a escala microscópica, lo que provoca una mezcla y el transporte del químico desde zonas de altas concentración a zonas de menor concentración.

En medios porosos naturales es posible aplicar el concepto de Fick para tratar el proceso de dispersión (dispersión "Fickiana"), Fig. 15.

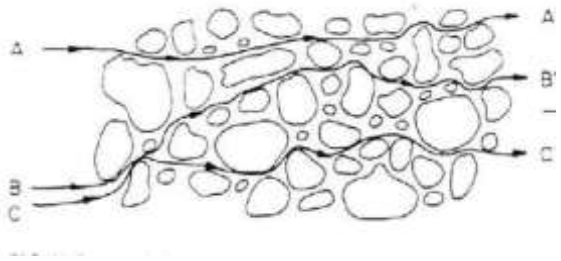

Figura 15: Transporte por dispersión ("Fickiano") cuando el agua fluye por un medio poroso como el suelo.

El flujo másico por dispersión mecánica se calcula siguiendo:

FM= -D . δC/δx

donde D: coeficiente de dispersión mecánica (L2/t)

D=α.v

v: velocidad real (L/T)

α: dispersividad (L) ≈ diámetro medio partículas acuífero (procesos microscópicos)

La dispersión a gran escala es causada por las heterogeneidades macroscópicas y no tanto por las heterogeneidades a escala de poro. Sin embargo las regiones macroscópicamente uniformes pueden tener heterogeneidades microscópicas que se caracterizan por diferentes valores de conductividad hidráulica y porosidad.

La propagación macroscópica de un compuesto tiende a aumentar con el incremento de las heterogeneidades, y por lo tanto la velocidad del flujo puede variar mucho de un sector a otro dentro de la misma región, así como las distintas líneas de flujo pueden tender a concentrarse dependiendo del mismo factor (Fig. 16)

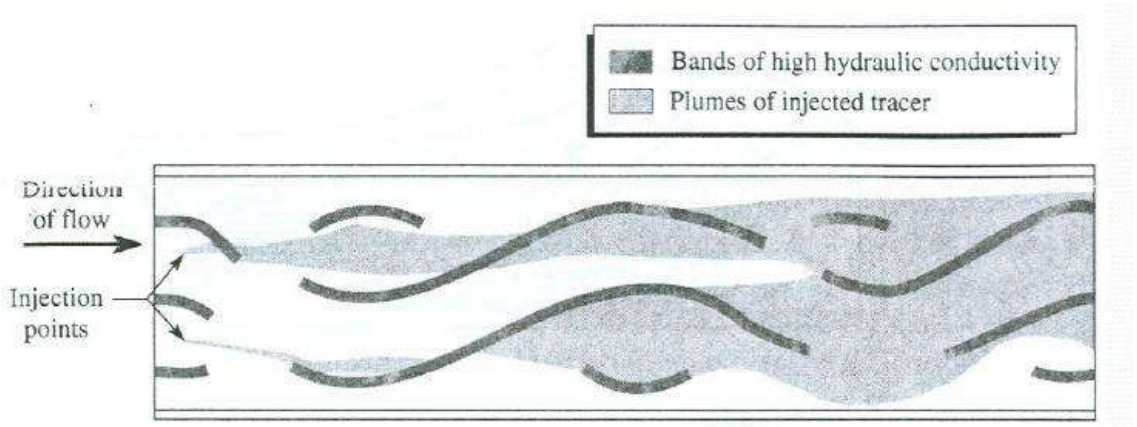

Figura 16: Resultados de un experimento de laboratorio para determinar los efectos de la heterogeneidad macroscópica sobre un trazador.

Dado que el agua (fluido) puede moverse libremente alrededor de los granos o partículas del suelo, se reconocen dos tipos de dispersión: longitudinal (*DL*), que se produce a lo largo de las líneas de flujo, y transversal (*DT*), causada por el paso hacia líneas de flujo adyacentes como consecuencia de difusión (Fig. 17):

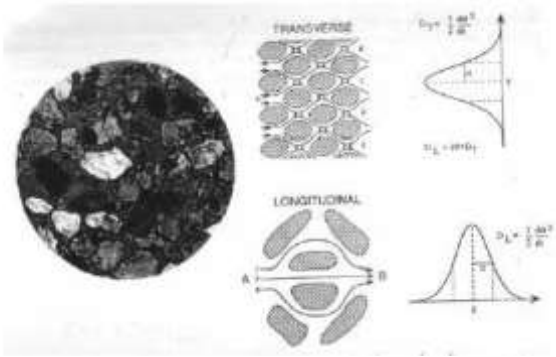

Figura 17: Dispersión longitudinal y transversal vistas a escala microscópica.

- **Flujo por dispersión hidrodinámica**

Es el resultado de la suma del flujo difusivo más el de dispersión mecánica (Fig. 18). En medios porosos naturales, el flujo másico difusivo es prácticamente nulo frente al flujo másico por dispersión mecánica. Por el contrario, sí se vuelve importante en medios acuitardos o flujo nulo.

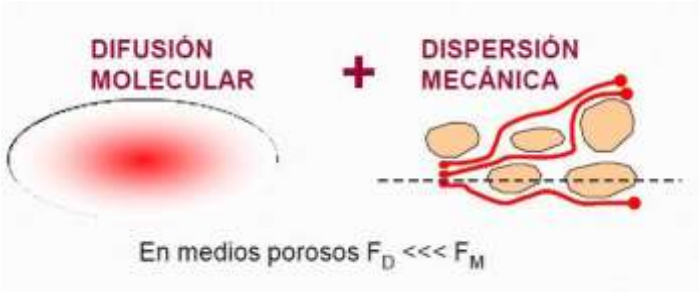

Figura 18: Dispersión hidrodinámica.

- **Fuentes puntuales y continuas**

Al producirse la dispersión y en menor medida la difusión, una inyección puntual del contaminante se transformara en una mancha alargada que se irá ampliando y difuminando a medida que circula con el flujo subterráneo (Fig. 19).

En el caso de una inyección continua del contaminante, el resultado es una mancha alargada en el sentido del flujo regional, lo que se denomina “pluma” (Fig. 20).

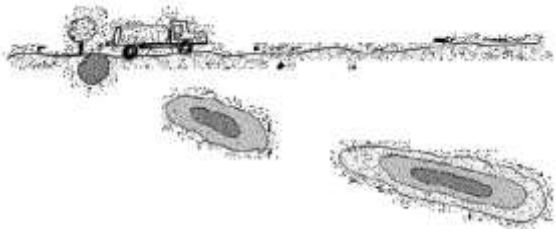

Figura 19: Inyección puntual.

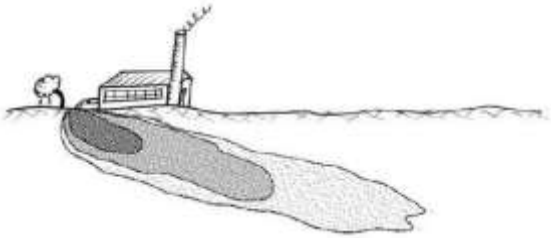

Figura 20: Inyección continua.

5.1.4. Modelado de la dispersión de contaminantes en el agua subterránea

Ecuación de Ogata-Banks para fuente continua

El modelado de los contaminantes en el agua subterránea es difícil debido a la inaccesibilidad de la pluma y la heterogeneidad del medio poroso.

Una solución analítica a la ecuación de transporte considerando el factor de retardo es la ecuación de advección-dispersión para una fuente continua, que se conoce como ecuación de Ogata-Banks:

$$C(x,t) = \frac{C_0}{2}\left[erfc\left(\frac{x - v \cdot t}{2\sqrt{\alpha_L v t}} \right) \right]$$

Esta ecuación permite calcular la concentración de una sustancia a una distancia (x) en un tiempo (t). Está en función del factor de retardo (R) y de la dispersividad longitudinal (α_l), si se considerara sólo una dimensión. La dispersividad aumenta con la distancia a razón de 10% de la distancia recorrida (Fig. 21).

Más allá del frente advectivo, donde x >> vt, el argumento de la función error es positivo y tiende a infinito, por lo que erfc (∞) = 0 y C = 0. En otras palabras, el punto de observación se encuentra tan lejano de la zona de dispersión que no se ha generado mezcla y solo se observa la concentración original del agua subterránea.

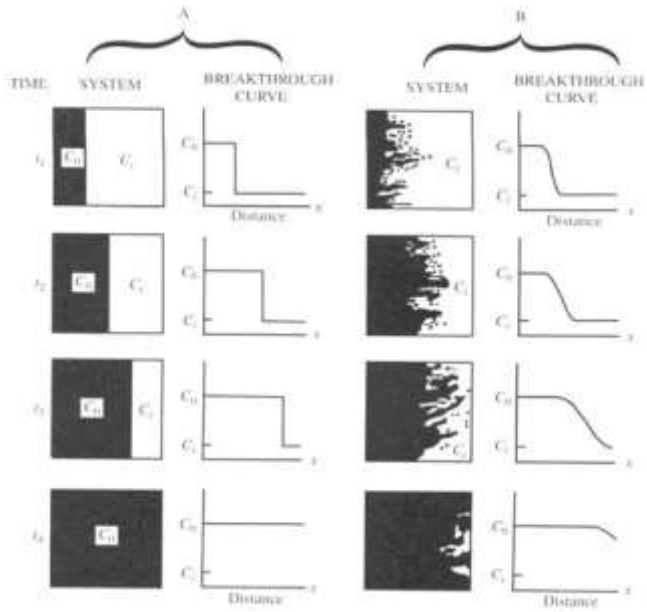

Figura 21: Efecto de la dispersión en el perfil de concentración. Sin dispersión (izquierda). Con dispersión (derecha)

- **Sorción:**

La sorción es un término que incluye los procesos de adsorción y absorción. La adsorción es la adherencia de una sustancia a la superficie de un sólido, en cambio la absorción implica la penetración de la sustancia en el interior del sólido.

La adsorción puede ser desde muy débil hasta fuerte dependiendo del tipo de fuerza que se genere entre la sustancia y el sólido. Los efectos de la adsorción son, en un primer momento, una atenuación en la concentración del contaminante, debido a que éste permanece adherido al sólido y desaparece el flujo. También puede darse una transformación si existe intercambio iónico. Sin embargo su mayor efecto es el retardo, es decir el contaminante se retira provisionalmente del flujo, reincorporándose después con un cierto tiempo.

- **Factor de Retardo (R):**

Describe el grado en que los contaminantes disueltos pueden ser retrasados por la adsorción a la matriz del acuífero. El factor R representa la relación entre la velocidad real del agua subterránea (v) y la velocidad promedio de un contaminante que migra (v_c), y mide el efecto de retrasar o disminuir el proceso de migración del contaminante. Depende del coeficiente de distribución (K_d), la densidad aparente del sedimento acuífero (ρ_a) y la porosidad eficaz (n_e) y, suponiendo equilibrio lineal local para la adsorción, está dado por:

$R = v / v_c = 1 + \rho_a K_d / n_e$

El coeficiente de distribución (K_d) expresa la relación entre la masa de soluto sobre la fase sólida por unidad de masa de fase sólida y la concentración de soluto en solución (cm^3/g o ml/g). Los valores de K_d son específicos para cada caso dependiendo del absorbente y la sustancia absorbida.

- **Tiempo de tránsito (ZNS) de sustancias contaminantes conservativas:**

$t = 1000\ H\ .\ \Theta_m / R$

donde: t: tiempo de tránsito (años)

H: espesor de la zona no saturada (m)

Θ_m: contenido de humedad volumétrico medio del perfil

R: recarga local (mm/año)

5.1.5. Ecuación general de transporte de contaminantes

La ecuación diferencial (1) describe el comportamiento tridimensional de contaminantes en aguas subterráneas, incluyendo los flujos advectivo y difusivo:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i}\left(D_{ij}\frac{\partial C}{\partial x_j}\right) - \frac{\partial}{\partial x_i}(v_i C) + \frac{q}{p}C_S \qquad (1)$$

$$D_{ij} = a\ .\ v_i \qquad (2)$$

Donde:

C: concentración de contaminantes disueltos en aguas subterráneas, [mL^{-3}].

t: tiempo, [día].

x_i: distancia en el respectivo eje cartesiano, [m].

D_{ij}: coeficiente de dispersión hidrodinámico, [m^2/día].

v_i: velocidad lineal del agua, [m/día].

a: dispersividad, [m].

q: flujo volumétrico de agua por unidad de volumen del acuífero representando fuentes (signo positivo) y sumideros (signo negativo), [día^{-1}].

C_S: concentración de las fuentes o sumideros, [mL^{-3}].

p: porosidad efectiva del medio poroso.

La ecuación 1 no tiene una solución analítica por lo que debe ser resuelta en forma numérica. Para ello en este proyecto se propone la utilización del software gPROMS® (general PROcess Modelling System, 2013).

5.1.6. Resolución con gPROMS

Creación del Proyecto

El proyecto agrupa todos los elementos necesarios para la resolución de la ecuación, se lo denominó “ACUIFERO”. Para que el proyecto esté completo se requiere realizar una serie de pasos:

A- Declaración del tipo de variable

B- Creación del modelo (“TRANSPORTE”) (Fig. 22)

C- Definición de las condiciones de contorno

$C(0) = C_S$: la concentración en la distancia 0 es C_s.

$\left.\frac{\partial C}{\partial x}\right|_{longitud} = 0$: la concentración el punto límite es constante.

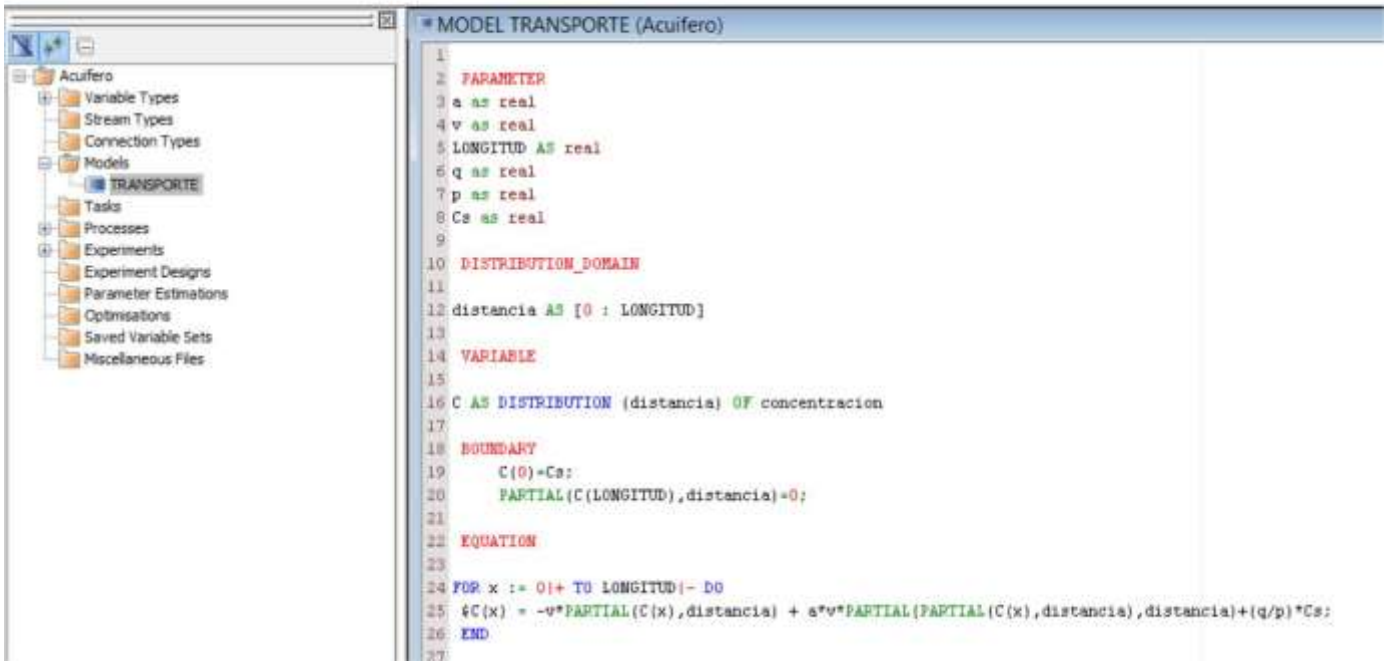

Figura 22: Modelo “TRANSPORTE”

d. Creación del proceso (“ACUIFERO”) (Fig. 23 y 24)

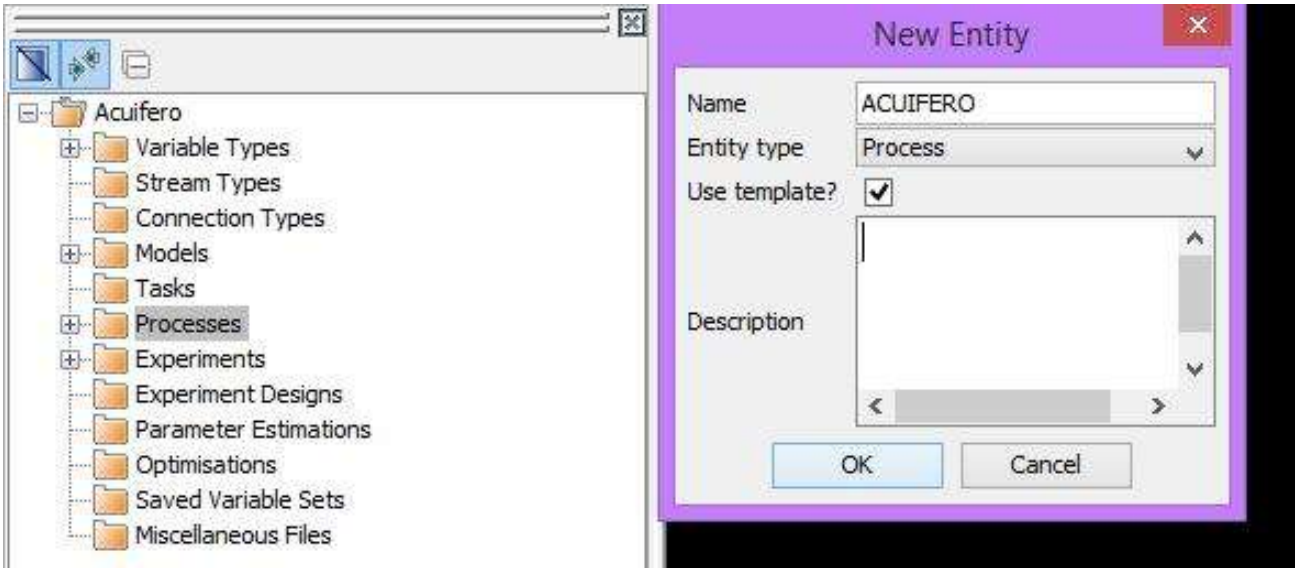

Figura 23: Creación del Proceso “ACUIFERO”

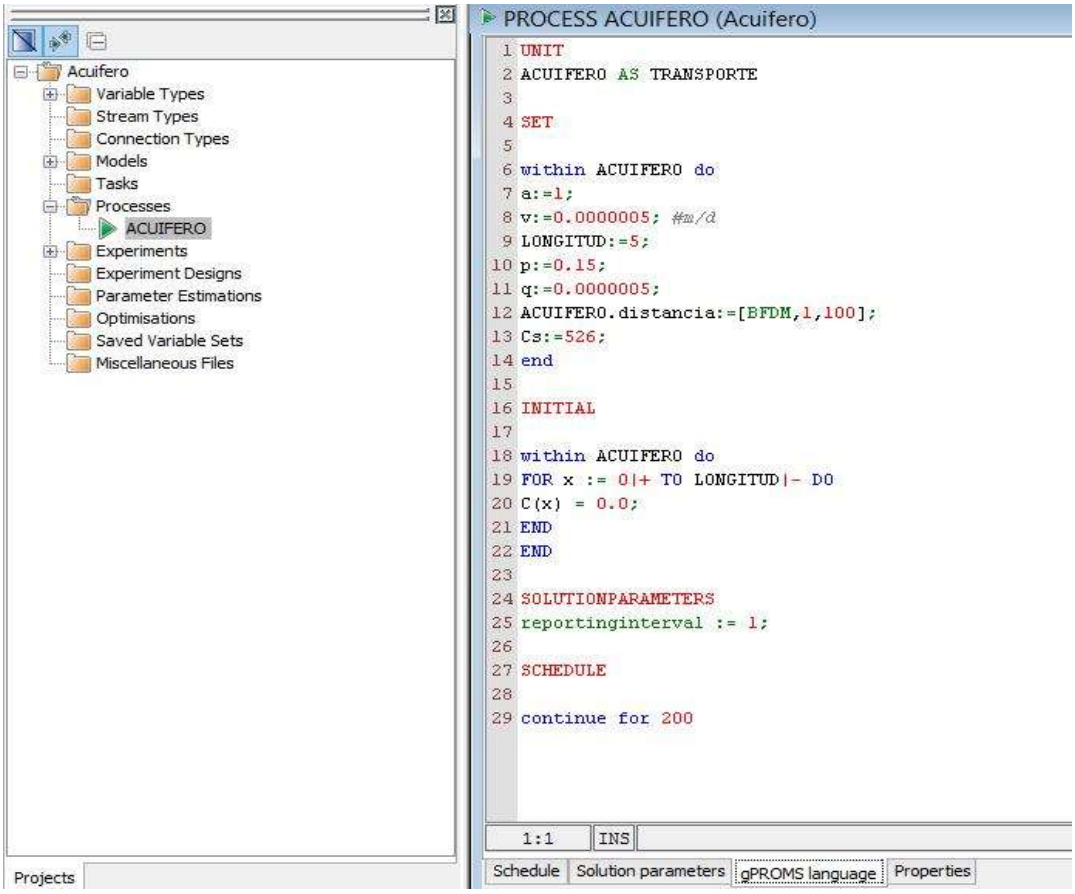

Figura 24: Proceso “ACUIFERO” terminado

5.1.7. Ejecución del Proceso

Una vez creado el modelo y el proceso, se procede a ejecutar el mismo, como se muestran en las Fig. 25 y 26.

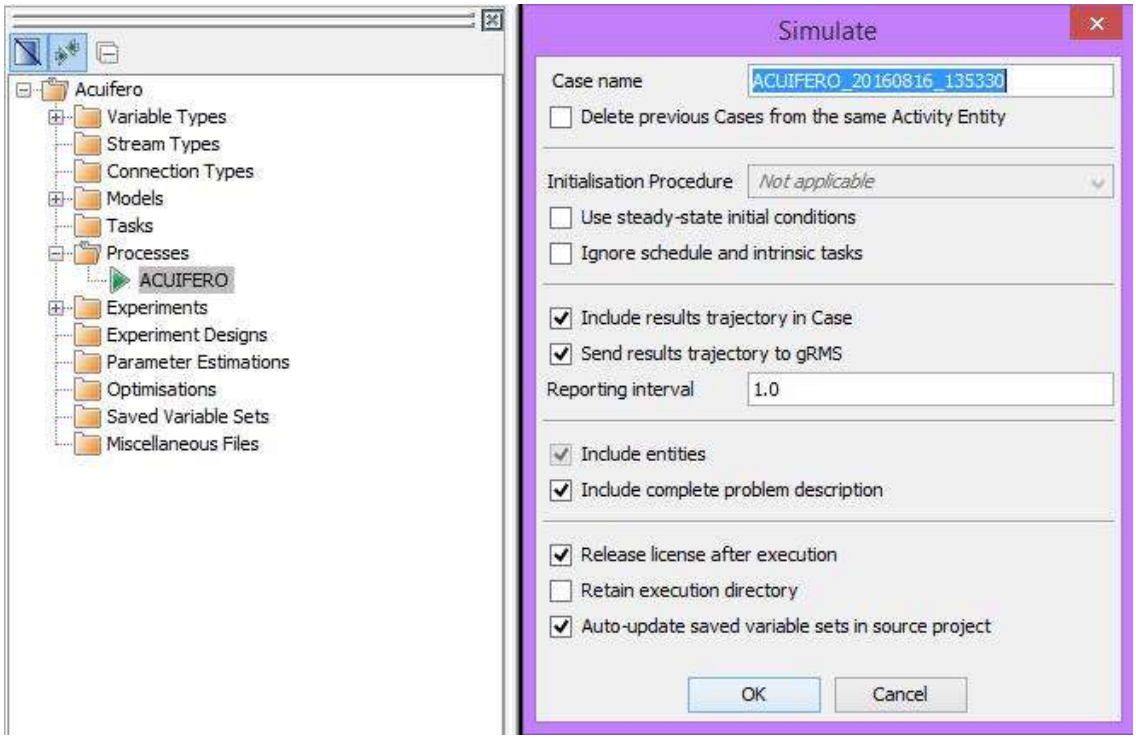

Figura 25: Ejecutando el proceso "ACUIFERO"

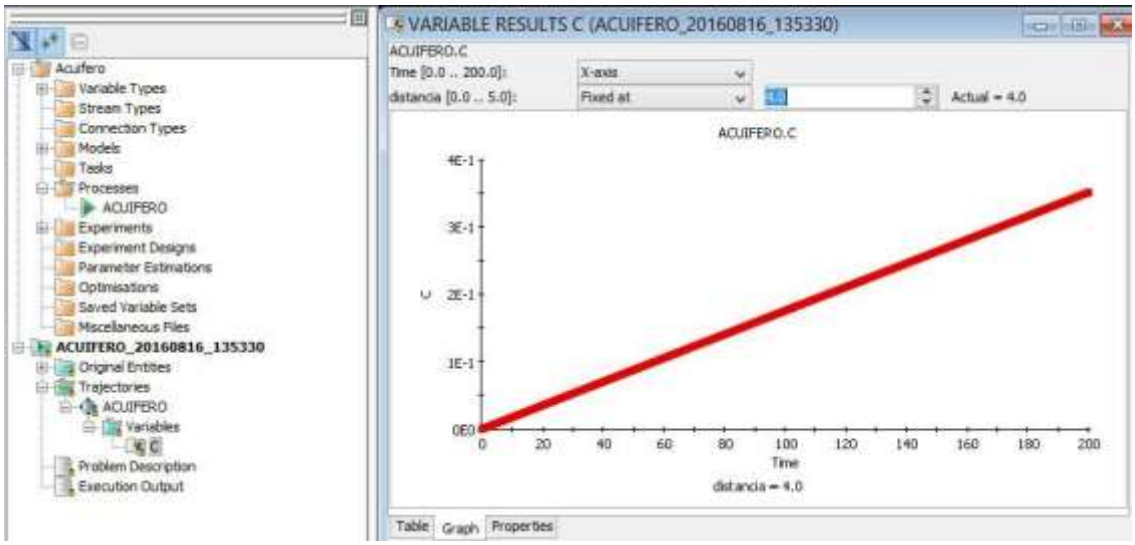

Figura 26: Explorando los resultados del proceso "ACUIFERO"

5.1.8. Resultados

En las Fig. 28, 29, 30 y 31 se muestran gráficos de la concentración vs tiempo para las distancias 0 m, 2.5 m, 4 m y 5m, respectivamente. Como se puede observar, para la distancia 0 m, que corresponde al punto de ingreso del contaminante, la concentración del mismo es constante en el tiempo e igual a la concentración Cs = 526 mg/l (Fig. 28). Para distancias mayores a 0 m, la concentración de contaminante aumenta con el tiempo para una dada distancia (Fig. 29, 30 y 31).

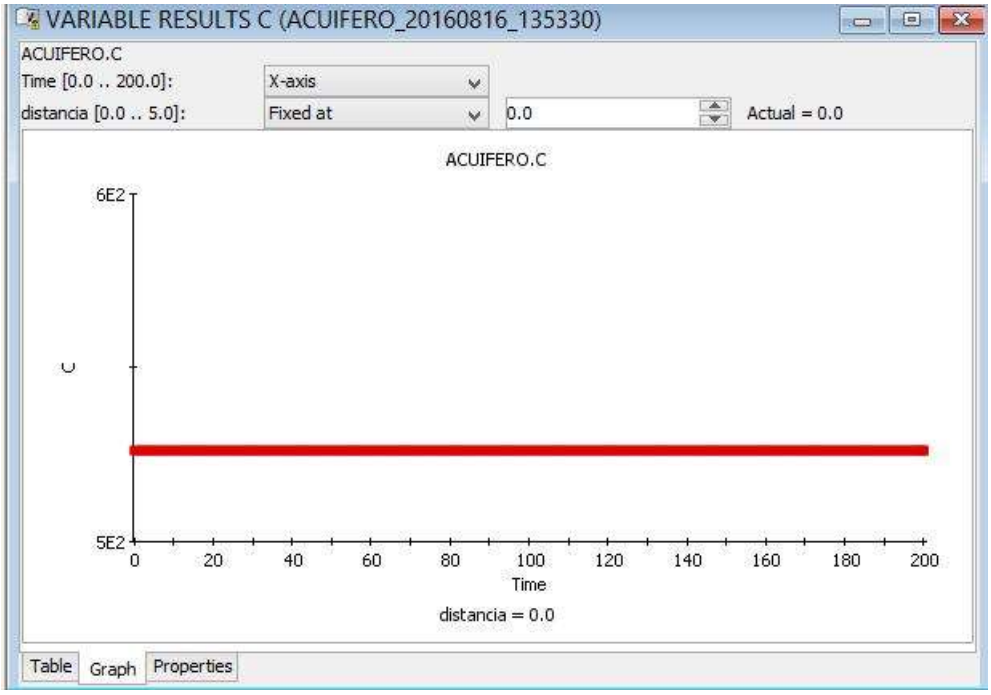

Figura 28: Concentración vs tiempo – x = 0 m.

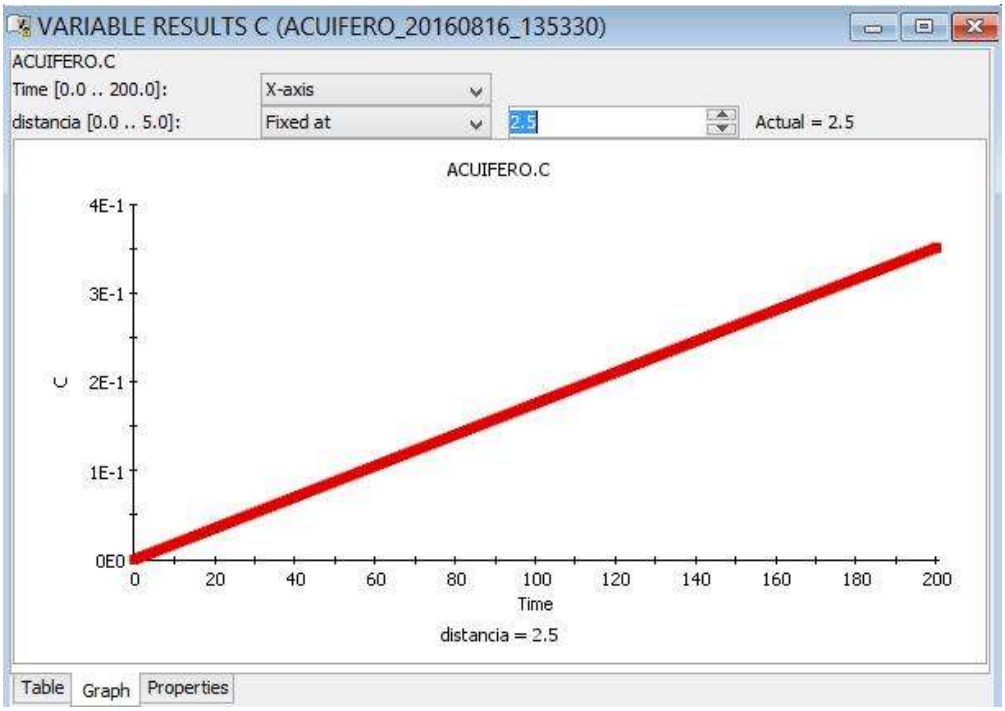

Figura 29: Concentración vs tiempo – x = 2.5 m.

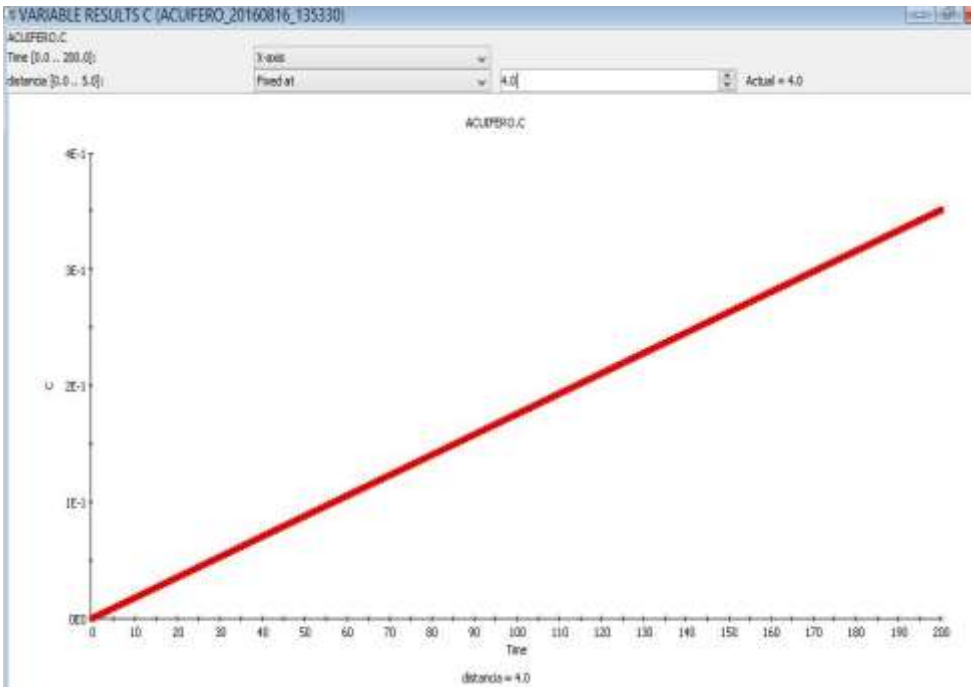

Figura 30: Concentración vs tiempo – x = 4 m.

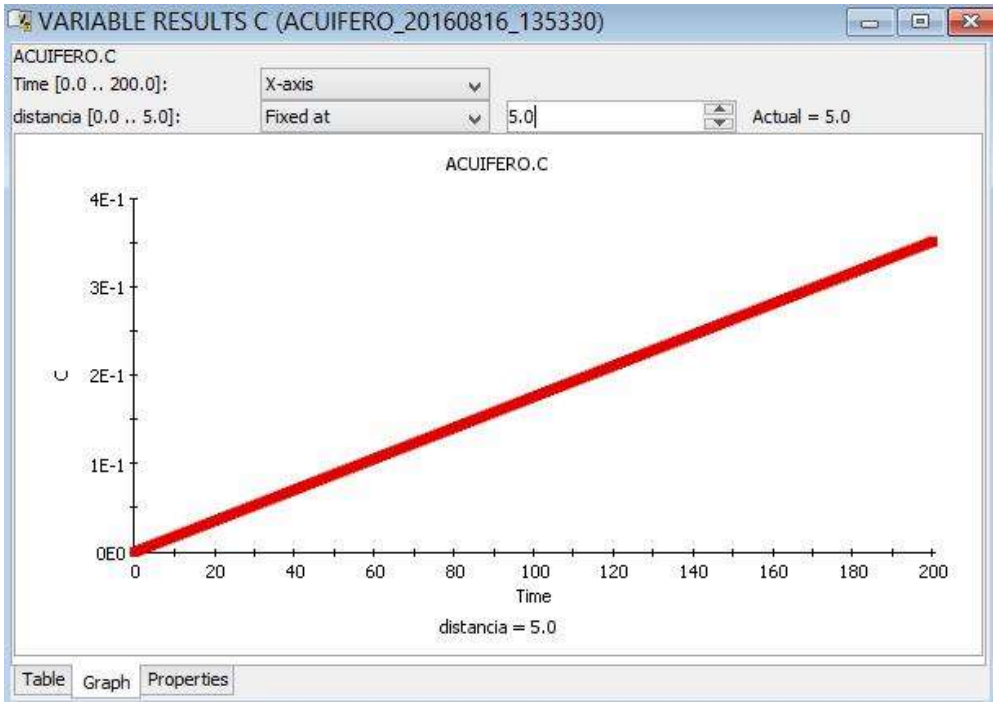

Figura 31: Concentración vs tiempo – x = 5 m.

6. CONCLUSIONES

La contaminación de suelos por hidrocarburos es hoy en día un problema medioambiental importante a nivel mundial. Esta contaminación puede llegar a ser peligrosa para la salud humana, en especial cuando se produce en áreas densamente pobladas. De hecho, una de las principales causas de contaminación en zonas urbanas son los derrames en el almacenamiento de combustibles en las estaciones de servicio.

En la ciudad de Bahía Blanca se determinaron niveles elevados de contaminación en varias estaciones de servicio locales y se ha realizado un seguimiento y monitoreo de las mismas en los últimos años (MBB, 2012, 2013, 2015).

Resultados del proyecto:

- Se ha sistematizado gran parte de la información correspondiente al monitoreo de numerosas estaciones de servicios en el área de Bahía Blanca ubicadas en:
    - Calles Estomba y Perú
    - Av. Alem y Alsina
    - Av. Alem y Perú
    - Av. Alem y Mallea
    - Av. Sarmiento y Carrillo
    - Calles Almafuerte y Charlone

- Se utilizó la aplicación del software RBCA para la evaluación del riesgo para la salud humana. Esta herramienta se aplicó al caso testigo de la estación ubicada en Av. Alem y Alsina. Allí se encontró un alto nivel de contaminación en el año 2013, el cual disminuyó, según los datos de enero de 2015, pero en el foco aún continuaba por encima de los límites permitidos. Por lo tanto, sería adecuado establecer algún tipo de remediación, para disminuir los niveles de contaminantes a valores menores al límite. Con este ejemplo se demostró la factibilidad de utilizar esta herramienta con la información disponible.

- Se revisaron los conceptos teóricos necesarios para el planteo de los modelos de dispersión de contaminantes en el flujo de agua subterráneo. Partiendo de los modelos más sencillos se planteó un modelo de transporte de contaminantes en tres dimensiones. Estos modelos no poseen soluciones analíticas por lo que deben ser resueltos en forma numérica. Para ello se utilizó el software gPROMS, que implementa algoritmos de resolución avanzados. Los resultados obtenidos en este punto son preliminares y requieren mayor elaboración para permitir utilizar los datos experimentales disponibles para su ajuste.

7. BIBLIOGRAFÍA

- ASTM (American Society for Testing and Materials). Standard Guide for Risk-Based Corrective Action, ASTM E-2081-00. Philadelphia, PA, USA. 2004.

- Dobson, R., Schroth, M.H. and Zeyer, S., 2007. Effect of water-table fluctuation on dissolution and biodegradation of a multi-component, light nonaqueous-phase liquid Journal of Contaminant Hydrology 94 235–248

- Fidalgo, F., 1983. Geología y geomorfología del área White-Cerri y los alrededores de Bahía Blanca. Comisión Estudio Suelos White-Cerri. MOP de la provincia de Bs. As. Informe Final (Inédito) La Plata.

- gPROMS (general PROcess Modelling System). PSE Process Systems Enterprise gPROMS 3.60. 2013.

- Lexow, C., Pera Vallejos, G., Bauer, E., Carbajo, M., Tonelli, S. y Carrica, J., 2016. Transporte de hidrocarburos disueltos en el acuífero freático a partir de fugas en estaciones de servicio. *Calidad del agua subterránea.* (Eds. R.F. García y E. Mariño) Editorial Científica Universitaria – Universidad Nacional de Catamarca. E-book (1): 147-155. ISBN 978-987-661-222-7.

- MBB, Municipalidad de Bahía Blanca, Expte. Municipal 618-11100-2012 y acta 24446 del Departamento de Saneamiento Ambiental, 2012.

- MBB, Municipalidad de Bahía Blanca, Relevamiento de Estaciones de Servicio, 2013. MBB, Municipalidad de Bahía Blanca, Informes Técnicos, 2000-2013.

- Pinedo Alonso, Javier “Evaluación de riesgos en suelos afectados por hidrocarburos de petróleo” Tesis doctoral, Universidad de Cantabria, 2014.

- Sala, J. M., 1975. Recursos hídricos de la provincia de Buenos Aires, especial mención de las aguas subterráneas. VI Congreso Geol. Argentino. Bahía Blanca, Relatorio: 169-193.

- Saval, S., Guerrero, F., Lesser, J.M. y Nieto, J.M., 2004. Contaminación de acuíferos con hidrocarburos: causas, efectos, riesgos asociados y medidas de prevención. En: El Agua en México vista desde la Academia. Academia Mexicana de Ciencias. México D.F., 403 pp.