

MODELO ANALÍTICO ADVECTIVO-DISPERSIVO EN 2D PARA LA INYECCIÓN DE AGUAS PRODUCIDAS EN YACIMIENTOS GASOPETROLÍFEROS CARBONATADOS EN ACUÍFEROS CÁRSICOS COSTEROS SOMEROS SALINIZADOS.

2d advective-dispersive analytical modeling for the injection of produced waters from carbonate oil & gas fields in shallow coastal karst salinized aquifer.

H. Farfán González

Grupo de Servicios y Formación Ambiental. Centro de Investigaciones y Servicios Ambientales ECOVIDA. Km 2 ½ Carretera a Luis Lazo. Pinar del Río, Cuba. E-mail: hfarfan@ecovida.cu

L. F. Molerio-León

*INVERSIONES GAMMA, S.A., PO Box 6246, CP 10600, Habana 6, Ciudad de La Habana, Cuba;
E-mail: especialistaprincipal@gmail.com*

Resumen

La compatibilidad geoquímica entre las aguas terrestres subterráneas de los acuíferos costeros someros salinizados del norte de Cuba y las aguas producidas de los yacimientos gasopetrolíferos carbonatados fue fundamentada por Molerio (2005) y se basa en la Teoría de la Interacción Iónica de Pitzer y en la Teoría de los Miembros Terminales de las Aguas Terrestres de Cuba. Sin embargo, un paso necesario para evaluar tal aceptabilidad ambiental de estos acuíferos a las aguas producidas, es la modelación del transporte de contaminantes, pues permite conocer el comportamiento de la carga química inyectada en cualquier punto del espacio, y para periodos de tiempo definidos. En el presente trabajo, se aplica un modelo analítico advectivo-dispersivo en 2D, para periodos finitos de inyección constante. Fueron modeladas cargas de sustancias conservativas bajo las condiciones más críticas. Los resultados apuntan que algunos contaminantes se disipan a distancias inferiores a los 10 metros, mientras otros alcanzan el umbral de sensibilidad ambiental a distancias inferiores a los 350 metros, para periodos iguales o superiores de 20 años de inyección, lo cual hace factible la inyección de las concentraciones propuestas con el caudal de diseño.

Abstract

Geochemical compatibility between groundwater terrestrial of shallow coastal salinized karst aquifers of the north of Cuba, and produced waters of oil & gas carbonate fields was developed by Molerio (2015) based on the Pitzer's Theory of Ionic interaction and the Theory and Nomogram of Cuban Terrestrial Waters End Members. However, an important step to evaluate the environmental acceptability of these aquifers is the modeling of contaminant transport in order to define the behaviour of the chemical flow injected in any point of the space from defined periods of time. In this paper an analytical 2D advective-dispersive model for constant injection in finite time periods was applied in the modeling of chemical fluxes of conservative substances in the most critical conditions. Results showed that for a timer span of 20 years of constant injection and mixing of produced waters with ground salinized waters some contaminants vanishes at very short distances from the source (less than 10 meters) while others reach the environmental sensitivity threshold values at distances up to 350 meters. Therefore for the projected rates of injection and the designed input concentrations the injection of produced waters in shallow salinized karst aquifers becomes environmentally feasible.

INTRODUCCIÓN

Las aguas de capa (o de formación) están naturalmente presentes en el horizonte petrolero productivo. Al extraerse conjuntamente con el gas y el petróleo, es separada, tratada, y en ocasiones, inyectada a la formación (agua de inundación) con el objetivo de recuperación secundaria del hidrocarburo. la inyección (o vertido) de las aguas producidas, es el método comúnmente utilizado, proceso además muy complejo operacionalmente. La inyección se realiza con objetivos muy diferentes; a) en el horizonte productivo de petróleo para contribuir a mantener

la presión de campo en el yacimiento y contribuir a acelerar el flujo de petróleo a los pozos productores o b) para disponer en horizontes abandonados y reducir los pasivos ambientales. Esta práctica, común en los campos petroleros, no se considera un método de disposición por entidades reguladoras tan importantes como la International Association of Oil & Gas Producers (Molerio 2015).

De cualquier manera, para la disposición final de estas aguas, es necesario aclarar la aceptabilidad ambiental del proceso de disposición en cualquier medio en cuestión. En los términos que nos compete (acuífero somero), la aceptabilidad ambiental se define como: *la capacidad del sistema hidrológico natural para asimilar –mediante mezcla o dilución- aguas externas con determinada composición física y química de manera que los compuestos resultantes no alteren la organización y dinámica del sistema de flujo en términos de la estructura del campo de propiedades físicas del acuífero, las propiedades físicas, químicas y mecánicas de las aguas que afecten el flujo natural, el intercambio entre diferentes sistemas de flujo y otras masas de agua ni la biota asociada al ecosistema.*

La selección de los métodos de disposición final de las aguas producidas es un tema clave en la gestión de campos de petróleo onshore, pues se requiere de conocer su movimiento y los efectos en el ambiente que los recibe. Básicamente, es necesario distinguir una serie de propiedades contextuales entre las cuales, la más importante, es la **compatibilidad geoquímica y física de las aguas producidas con el medio acuífero, especialmente la compatibilidad de tipo hidráulico** (Laaksoharju et al, 1995; Koretsky, 2000).

Molerio (2015) desarrolló un modelo teórico donde se fundamenta la compatibilidad geoquímica entre las aguas terrestres subterráneas de los acuíferos costeros someros salinizados del norte de Cuba y las aguas producidas de los yacimientos gasopetrolíferos carbonatados; basado en la Teoría de la Interacción Iónica de Pitzer (Pitzer, 1979, 1987, 1991) y en la Teoría de los Miembros Terminales de las Aguas Terrestres de Cuba (Molerio 1992, 2012). Este modelo plantea la posibilidad de mezclarlas para inyectarlas, previo tratamiento, a los acuíferos someros sin necesidad de devolverlas al yacimiento, lo cual permitiría reducir los costos operacionales pues serían posible inyectar las aguas a bajas o nulas presiones. Sin embargo, un paso importante y necesario para evaluar la aceptabilidad ambiental del modelo propuesto, es la modelación del transporte de contaminantes, pues permite conocer el comportamiento de la carga química inyectada en cualquier punto del espacio, y para periodos de tiempo definidos. Un problema adicional es resolver las ecuaciones de intercambio termo e hidrodinámica para determinadas condiciones iniciales y de contorno en acuíferos heterogéneos con anisotropía tridimensional progresiva (Molerio 2013)

Las soluciones analíticas son las soluciones exactas a un valor límite del problema. Estas comprenden una ecuación o sistema de ecuaciones del diferencial gobernante que se resuelve para particulares condiciones iniciales y de borde. Frecuentemente se usan como herramientas para evaluar el destino y transporte de contaminantes en las aguas subterráneas. Muchos acercamientos se han usado en la literatura para derivar soluciones analíticas y semianalíticas (Domenico 1987, Domenico and Schwartz 1990, Domenico and Robbins 1985, Chuang 1998, Hunt 1985, Hunt 1978, Ogata and Banks, 1961). Basado en las condiciones iniciales y de contorno de nuestro problema, hemos asumido la solución analítica advectivo-dispersiva de Hunt (1978) para una fuente lineal (pozo de inyección) con carga química continua para periodos de tiempo definidos, incorporando la función de fuga del pozo.

MODELO ANALÍTICO

Se asume (Fig. 1) que el flujo es unidireccional, continuo y uniforme en la dirección $+x$, y la dispersión en ambas direcciones (x ; y). Para una fuente lineal (pozo de inyección) donde la contribución del fluido se hace despreciable sobre las condiciones hidráulicas locales y son despreciables comparadas con las tasas de flujo regional, las entradas no afectan las propiedades hidráulicas del medio acuífero. Las diferencias de viscosidad y densidad entre las entradas y el acuífero son igualmente despreciables. Bajo estas condiciones la ecuación de gobierno para

geometrías dispersivas en dos dimensiones, se puede plantear una solución general del tipo (de Marsily 1986):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} \quad (1)$$

Donde:

$v = \frac{q}{n}$; n = porosidad; q = caudal específico.

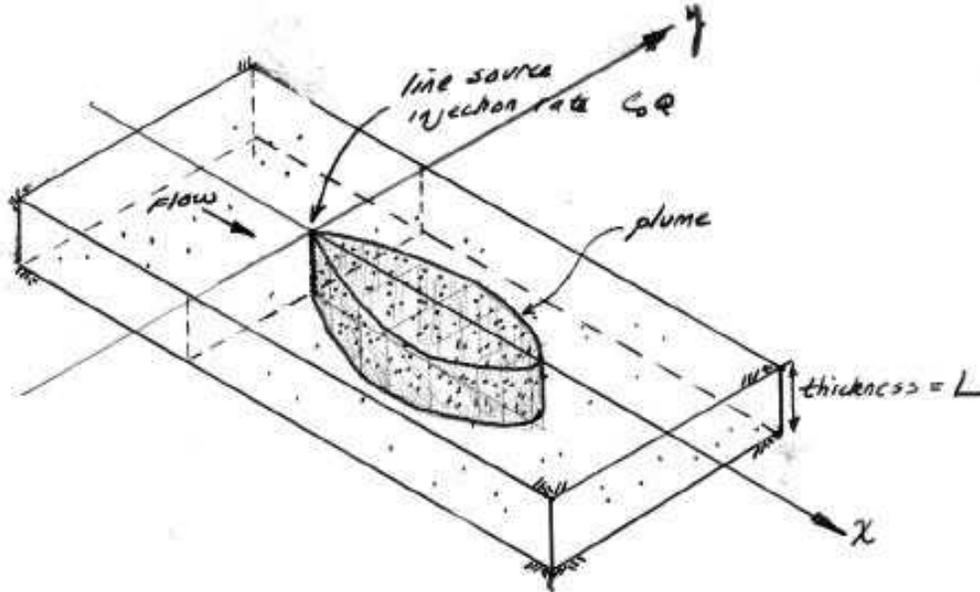


Fig.1. Esquema de un sistema físico para tiempos mayores que cero. El acuífero es de extensión areal infinita.

Las condiciones iniciales, límites, y condiciones de conservación de masa son:

$$C(x, y, 0) = 0$$

$$C(\pm\infty, \pm\infty, t) = 0$$

$$\iint_{-\infty}^{\infty} C(x, y, t) dx dy = C_0 Q t \quad (2)$$

La solución es obtenida por la convolución en el tiempo de una solución para una fuente lineal elemental. Una función que satisface estas condiciones es (Hunt 1978)

$$C(x, y, t) = \frac{C_0 Q}{4\pi\eta L \sqrt{D_x D_y}} \exp\left(\frac{xy}{2D_x}\right) W_{(a,b)} \quad (3)$$

Donde

$W_{(a,b)}$ es la función de fuga del pozo del acuífero.

$$a = \frac{R^2}{4D_x t}; \quad (4)$$

$$b = \frac{Rv}{2D_x}; \quad (5)$$

$$R^2 = \left[x^2 + y^2 \left(\frac{E_x}{E_y} \right) \right] \quad (6)$$

La función de fuga del acuífero puede ser evaluada numéricamente utilizando siguiente definición recursiva, o se pueden usarse aproximaciones eficaces.

$$W_{(a,b)} = \sum_{n=0}^{\infty} \frac{E_{n+1}(a)}{n!} \left[\frac{b^2}{4a} \right]^n ; \quad (7)$$

$$E_{n+1}(a) = \frac{1}{n} [\exp(-a) - aE_n(a)] ; \quad (8)$$

$$E_1(a) = \int_{-\infty}^a \frac{\exp(x)}{x} dx \quad (9)$$

donde la función ($E_1(a)$) es una simple integral exponencial.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para este estudio, fue necesario definir la capacidad del horizonte acuífero para asimilar los caudales y la carga química de las aguas producidas a inyectar; y la identificación de un tiempo de tránsito aceptable para las aguas de mezcla que garantice la protección que fijen las regulaciones ambientales (Molerio 2015). De esta manera se definieron las características del campo físico del acuífero en cuestión, a fin de obtener valores reales que fueran utilizadas como variables de entrada del modelo.

Las características geoquímicas e hidrodinámicas de la zona propuesta para la inyección de aguas producidas se describen en Molerio (2015). De manera resumida, la zona experimental se encuentra en un sector costero donde se encontró un domo o núcleo de elevada salinidad enmarcado por la isopleta 20 000 mg/L. En el área domina un carso epigenético y, probablemente mixto epi-hipogenético, con una zona de recarga bien definida, extensa, y la presencia de al menos dos niveles acuíferos superpuestos pero con fronteras hidráulicas, la distinción de esta frontera ha sido relativamente complicada. El desarrollo del karst local ha provocado la distorsión de la paleored fluvial de la cual aún se reconocen vestigios en paleovalles intercárcicos truncados por erosión remontante que han dado origen a valles muertos colapsados o truncados por cavernas (Molerio 2015).

Las propiedades del campo físico del acuífero fueron evaluadas a partir de los datos estimados en mediciones de terreno, datos de archivo e interpretación de imágenes aeroespaciales y otros recursos. El caudal de inyección se fijó a partir de datos de campo (Slug test) estimándose un caudal máximo de absorción estabilizado entre 2- 5 lps por pozo. El cálculo definitivo depende de los ensayos en los pozos de exploración propuestos (Molerio 2015). El coeficiente de dispersión longitudinal fue estimado por el método de Pickens and Grisak (1981) donde $\alpha_x = 0.1L$, donde L es la distancia a lo largo del dominio del modelo. La dispersividad transversal se asumió siguiendo los criterios de West et al (2007), que asume que $\alpha_y = 0.1 \alpha_x$. las variables empleadas y las condiciones iniciales del modelo se describen en la tabla 1.

Tabla 1. Variables y condiciones iniciales del modelo.

Constantes utilizados en los modelos	Unidades de medida	Valores
Concentración inicial (C_0)	mg/l	*
Caudal de inyección (Q)	m ³ /d	2395
Espesor del acuífero (S)	M	20
Porosidad ()	Adimensional	0.1
Caudal específico (q)	Lpsm	0.2
Coeficiente de dispersión longitudinal ()	M	50
Coeficiente de dispersión transversal ()	m	5
Tiempo de inyección (t)	Días	*
Dispersión longitudinal (D_l)	m ² /d	10
Dispersión transversal (D_t)	m ² /d	1
Velocidad del agua subterránea (v)	m/s	0.22

* Depende del elemento geoquímico a modelar.

**Se asumieron los tiempos de 1; 5; 10; 20 años.

El modelo aplicado pretende describir los procesos de transporte de contaminantes en un acuífero cársico costero con aguas subterráneas someras con una elevada capacidad de recarga y bajos gradientes hidráulicos, y velocidades. Esto, permite asumir al acuífero como un medio continuo poroso. El mismo, fue corrido bajo varios periodos finitos de inyección constante y para un grupo de elementos geoquímicos de interés. Se ha asumido para todos los modelos que todos los elementos son conservativos y no existen procesos de retardo, ni degradación. Por tanto, se modelan las condiciones más críticas teniendo en cuenta que el objetivo central es definir la distancia a la que se alcanzan los niveles de umbral de concentración definidos por la Legislación Ambiental vigente en Cuba (Tabla 2) y no la distancia o el momento en que la pluma contaminante se disipa en su totalidad.

Tabla 2. Concentración de entrada de cada constituyente, el umbral de sensibilidad ambiental y el factor de dilución requerido para cumplir la legislación.

Constituyente del agua producida	Concentración de entrada	Umbral de sensibilidad ambiental	Factor de dilución requerido
Hidrocarburos emulsionados (mg/L)	125	20	2.50
Cd (mg/L)	0.26	0.01	26.00
Cu (mg/L)	0.2	0.05	4.00
Pb (mg/L)	0.23	0.1	2.30
V (mg/L)	0.3	0.01	30.00

Las características hidrodinámicas del acuífero juegan un importante papel en la disipación del impulso, sin embargo el destino y forma de la pluma contaminante se deben básicamente a la dispersividad longitudinal y transversal. Además, las diferencias entre las diferentes plumas de dispersión de cada contaminante están regidas por los factores de dilución que requieren las restricciones legales y ambientales impuestas al proyecto.

Para el Cu, el Pb, y los hidrocarburos emulsionados, el modelo muestra que, para cualquier periodo de inyección, el umbral de sensibilidad es alcanzado antes de los 10 metros desde el punto de origen de la inyección. Esto se debe, principalmente a que la concentración de entrada es cercana al umbral de sensibilidad, por lo que los factores de dilución son muy bajos. En este sentido, es de esperar que, a cualquier tiempo de inyección, la distancia a la que se disipe el contaminante conservativo sea relativamente baja (Tabla 3).

Tabla 3. Distancia en metros a que los elementos geoquímicos inyectados alcanzan el umbral de sensibilidad para diferentes tiempos de inyección constante.

Elementos geoquímicos	Tiempos de inyección (años)			
	1	5	10	20
	Distancia en metros desde el origen			
Cd	70.00	170.00	250.00	250.00
V	70	220.00	320.00	330.00
Cu	10.00	10.00	10.00	10.00
Pb	10.00	10.00	10.00	10.00
Hidrocarburos emulsionados	10.00	10.00	10.00	10.00

En los casos particulares del Cd y el V, es de esperar una mayor variabilidad espacial atendiendo a los diferentes periodos de inyección modelados (Fig. 2; Tabla 3). Resulta muy interesante que, a tiempos de inyección superiores a los 10 años, la distancia a la cual se alcanza el umbral de sensibilidad del Cd es la misma, aún cuando la forma de la pluma varía a valores inferiores al límite ambiental definido.

Por su parte el Vanadio, presenta la mayor movilidad y solubilidad en las aguas subterráneas, porque transita con facilidad por los diferentes estados de oxidación que van de -1 a +5, pasando de un estado a otro por la transferencia de un electrón a través de procesos de óxido-reducción. Su alta concentración relativa en las aguas producidas se debe a que es uno de los elementos traza presente en los hidrocarburos. Por consiguiente, requiere de un elevado factor de dilución para alcanzar los límites fijados por la legislación.

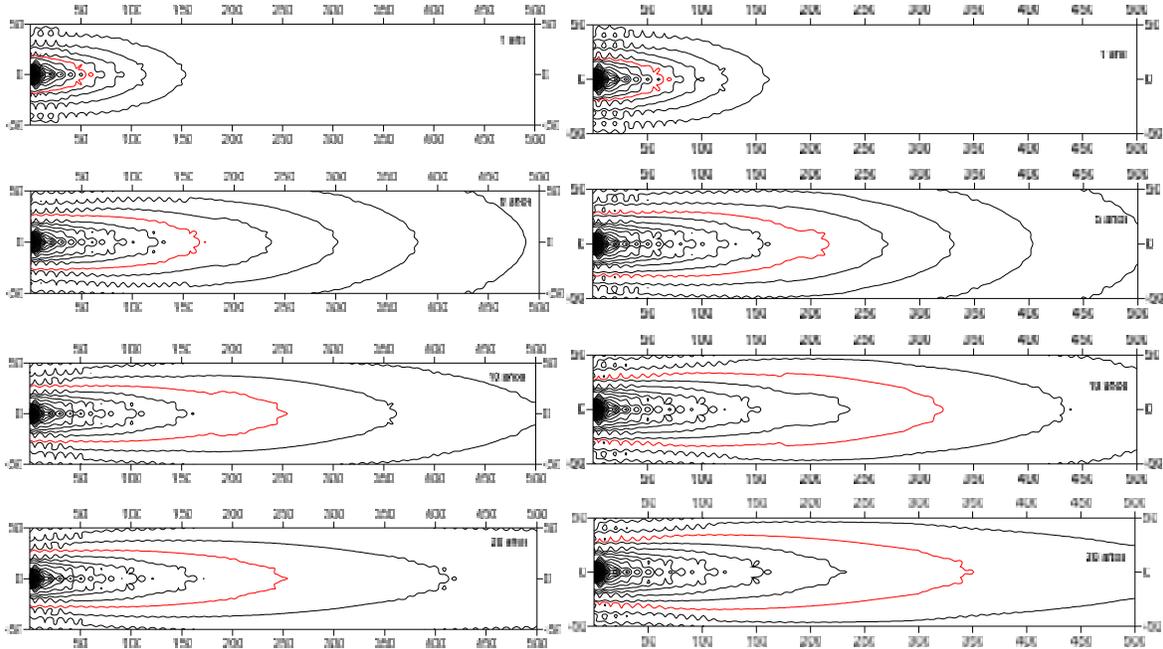


Figura 3- Modelo 2D del destino y forma de la pluma contaminante del Cd para un periodo finitos de inyección constante (1; 5; 10; 20 años). En rojo el umbral de sensibilidad de la Legislación Ambiental vigente. Cadmio (Cd) (Izquierda); Vanadio (V) (Derecha).

De acuerdo con los resultados de la modelación, al año de inyección, estos elementos (Cd y V) alcanzan los valores de umbral a la misma distancia (70 metros en la dirección +X) desde el origen de la inyección, y se dispersan lateralmente hasta los 10 metros a ambos lados de la fuente. A partir de los 5 años de inyección constante, el comportamiento varía notablemente en la dirección del gradiente, mientras solo se expande 2 metros más en la dirección longitudinal (25 y 27 metros respectivamente). A los 10 y 20 años, el vanadio varia sus concentraciones hasta alcanzar una distancia máxima de 330 metros (+x), mientras en la dirección +y; -y se mantiene a los 27 metros. A partir de este periodo de tiempo de inyección constante, las concentraciones alcanzan el valor de umbral a estas distancias, aún cuando sigue variando a valores menores.

CONCLUSIONES

La aplicación de un modelo analítico del tipo advectivo-dispersivo en 2D ha permitido conocer la forma y extensión de la pluma de dispersión, de un grupo selecto de contaminantes conservativos que se pretende inyectar en un acuífero cársico costero somero salinizado. Los contaminantes provienen de las aguas producidas de los yacimientos gasopetrolíferos carbonatados y deben alcanzar el umbral de sensibilidad impuesto por la Legislación Ambiental Cubana, por lo que presentan diferentes factores de dilución que restringen el alcance máximo de la pluma para los diferentes periodos de inyección continua simulados. Por su parte, las particularidades hidrogeológicas del acuífero permiten asimilar la carga química a inyectar permitiendo la disipación del impulso, mientras las dispersividades calculadas definen el destino y forma de la pluma contaminante.

Los resultados permiten concluir que es factible la inyección de las concentraciones propuestas y con el caudal de diseño, pues el caso más crítico (20 años de inyección constante sin degradación ni retardo) alcanza el umbral de sensibilidad ambiental a distancias de 10 metros (Pb, Cu,

Hidrocarburos emulsionados) y 250 y 330, para el Cd y el V respectivamente, en un acuífero donde los tiempos de tránsito estimados son del orden de los 6,5 años.

Un paso posterior, sería la modelación de los procesos de transporte asociados con las reacciones geoquímicas, y los respectivos procesos de retardo, precipitación, degradación bio-geoquímicas, etc, que tienen lugar en el acuífero, a fin de definir adecuadamente el alcance de la pluma contaminante. Como que, en este modelo se modelan las condiciones más críticas, los resultados deben ser más prometedores.

BIBLIOGRAFÍA

Chuang, L.1998. A guidance system for choosing analytical contaminant transport models. PhD Dissertation, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Houston.

De Marsily, G.1986. Quantitative hydrogeology: Orlando, Academic Press, 440 p.

Domenico, P.A. (1987). An analytical model for multidimensional transport of a decaying contaminant species. *Journal of Hydrology* 91, 49–58.

Domenico, P.A., y F.W. Schwartz..1990. *Physical and Chemical Hydrology*. New York: John Wiley & Sons Inc.

Domenico, P.A., y G.A. Robbins. 1985. A new method of contaminant plume analysis. *GroundWater* 23, no. 4: 476–485.

Hunt, B. 1978. Dispersive sources in uniform groundwater flow. *J. of Hydraulics, ASCE*, Vol 104. No. HY1, pp 75-85.

Koretsky, C. 2000. The significance of surface complexation reactions in hydrologic systems: a geochemist's perspective. *Journal of Hydrology*, 230, 127-171.

Laaksoharju, M.; Degueldre, C. and Skarman, C. 1995. Studies and their importance for repository performance assessment. SKB Technical Report 95-25. Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Stockholm, Sweden, 68 p.

Molerio León, L. F. 1992. Composición Química e Isotópica de las Aguas de Lluvia de Cuba. II Cong. Espel. Latinoamérica y el Caribe, Viñales, Pinar del Río, Cuba,:20-21

Molerio León, L.F.2012. Hidrología de Trazadores en la gestión ambiental de yacimientos de petróleo onshore. *Mapping Interactivo*. No. 154, Julio-Agosto, 2012

Molerio León, L.F. 2013. Ecuaciones de intercambio termohidrodinámico entre medios continuos múltiples en el karst y sus consecuencias ambientales. *Cub@: Medio Ambiente y Desarrollo; Revista electrónica de la Agencia de Medio Ambiente*. Año 13, No.24, 2012 ISSN-1683-8904, La Habana, 15: <http://ama.redciencia.cu/articulos.php?sid=91529a91e366de61e4ac7b8e3f27fb89>

Molerio-León, L. 2015. Disposición final de aguas producidas tratadas de yacimientos gasopetrolíferos carbonatados en acuíferos cársicos litorales someros salinizados. *Ciencias de la Tierra y el Espacio*, Vol.16, No.1: 75-87

Ogata, A. and Banks, R.B. 1961. Solution of the differential equation of longitudinal dispersion in porous media. U.S. Geological Survey Professional Paper 411-A. 7p.

Pickens, J., and G. Grisak. (1981). Scale-dependent dispersion in a stratified granular aquifer. *Water Resources Research* 17, no. 4: 1191–1211.

Pitzer K. S.(1979). Theory: ion interaction approach, en: *Activity coefficients in electrolyte solutions*, R. M. Pytkowitz .ed.), CRC Press, Boca Raton, pp.157-208.

Pitzer K. S.(1987). A thermodynamic model for aqueous solutions of liquid-like density, en: *Thermodynamic modeling of geological materials: Minerals, fluids and melts*. Reviews in Mineralogy, I. S. E. Carmichael y H. P. Eugster .eds.): 97-142.

Pitzer, K. S.(1991). *Activity Coefficients in Electrolyte Solutions*, 2nd ed.; Pitzer, K. S.,Ed.;CRS Press.

West, MR., Kueper, BH., Unga, MJ 2007. On the Use and Error of Approximation in the Domenico (1987) Solution. Groundwater. Vol. 45, No. 2: 126–135