

## MODELACIÓN GEOQUÍMICA DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN UN SITIO DE DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

Francisco Javier GÓMEZ-PUENTES<sup>1\*</sup>, Jaime Alonso REYES-LÓPEZ<sup>1</sup>, Dina L-LÓPEZ<sup>2</sup> y Salvador BELMONTE-JIMÉNEZ<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Instituto de Ingeniería, UABC, Boulevard Benito Juárez y Calle de la Normal S/N, Col. Insurgentes Este, C.P. 21280, Mexicali, Baja, California, México

<sup>2</sup> Departamento de Ciencias Geológicas, Universidad de Ohio, Athens, Ohio, USA

<sup>3</sup> Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR-Oaxaca). Instituto Politécnico Nacional (IPN)

\*Autor responsable; [jgomez87@uabc.edu.mx](mailto:jgomez87@uabc.edu.mx)

*(Recibido agosto 2011, aceptado febrero 2012)*

Palabras clave: basurero, relleno sanitario, red piezométrica, modelación geoquímica, evaporación

### RESUMEN

Entre las fuentes potenciales de contaminación de aguas subterráneas se encuentra la migración de contaminantes desde sitios no controlados de disposición final de los residuos sólidos urbanos. Uno de estos sitios es el tiradero Vado Carranza, localizado en el Valle de Mexicali, B. C. en el noroeste de México, el cual está en operación desde hace quince años y recibe alrededor de 30 Mg/día de residuos sólidos. Las características de operación de este sitio, entre ellas la disposición y la quema a cielo abierto de los residuos, aunado a la poca profundidad del acuífero de la zona, hacen vulnerables a padecer procesos de contaminación tanto al suelo como al agua subterránea. En esta investigación se llevó a cabo la modelación geoquímica del agua subterránea mediante el programa PHREEQC con el objeto de estimar su evolución geoquímica en el área del tiradero. Para ello se tomaron como base tanto la dirección de flujo así como los parámetros físicos y químicos medidos en la red piezométrica instalada en el acuífero somero. Los resultados de la modelación sugieren como procesos importantes los siguientes: evaporación de agua, intercambio catiónico y adsorción de metales.

Key words: dump, landfill, piezometric network, geochemical modeling, evaporation

### ABSTRACT

Among the potential sources of groundwater pollution are the waste disposal sites that do not meet the operating characteristics to reduce its negative impact. One of these not controlled sites is the Vado Carranza dump, located in the Mexicali Valley, B. C. in northwestern Mexico, which has been in operation for fifteen years and receives about 30 Mg/day of solid wastes. The operation characteristics of this site, including open disposal and burning of wastes and the shallow aquifer in the area, make the soil and groundwater vulnerable to suffer contamination processes. In this research, a geochemical modeling of groundwater was conducted using PHREEQC. The purpose of these simulations was to estimate the geochemical evolution of groundwater in the

area of the landfill based on its flow direction and the physical and chemical results obtained from a piezometric network. The modeling results suggest as important processes the following: water evaporation, cation exchange and adsorption of metals coming from the landfill.

## INTRODUCCIÓN

En la mayoría de los países en vías de desarrollo, los residuos sólidos continúan disponiéndose a cielo abierto sin la adopción de medidas para disminuir su impacto negativo al ambiente (Israde *et al.* 2005, Vasanthi *et al.* 2008). Entre los principales problemas ambientales asociados a estos sitios se encuentran la contaminación de suelo, mantos freáticos, generación de biogás y de partículas aerotransportables así como la proliferación de fauna nociva (Cruz-Rieva *et al.* 2002). Estos problemas ambientales se amplifican cuando se lleva a cabo la quema a cielo abierto, ya que esto provoca el aumento en la velocidad de degradación de los residuos y con ello la incorporación de contaminantes de diverso tipo en el ambiente. En el caso concreto del agua subterránea, la contaminación de este recurso provocada por lixiviados provenientes de basureros ha sido reconocida ampliamente (Christensen *et al.* 2001). La migración de contaminantes desde un vertedero de residuos domiciliarios se da con mayor velocidad en zonas ubicadas sobre terrenos con textura arenosa no consolidada observándose efectos del lixiviado de varios cientos de metros (Kimmel y Braids 1975, Palmquist y Sendlein 1975; MacFarlane *et al.* 1983). En algunos casos el lixiviado contaminante puede causar serios deterioros de la calidad del agua con el subsecuente efecto negativo sobre la salud de las personas que la utilizan, como el caso señalado en los trabajos de Apgar y Satherthwaite (1975). Por lo anterior, resulta indispensable llevar a cabo el monitoreo continuo para evaluar la calidad de este recurso en los sitios de disposición de residuos sólidos, especialmente cuando se trata de acuíferos someros. La realidad de la disposición de los residuos sólidos urbanos (RSU) en el municipio de Mexicali, B. C. es la existencia tanto de basureros oficiales como clandestinos que en general no cumplen con las características de operación señaladas por la normatividad ambiental mexicana (SEMARNAT 2003). Entre estos tiraderos se cuenta con el denominado Vado Carranza, llamado así por su cercanía al sitio con el mismo nombre en el Valle de Mexicali, B. C. En este sitio se llevó a cabo la evaluación de la calidad del agua subterránea así como la modelación

química con la finalidad de caracterizar y estimar el comportamiento de los contaminantes y su movimiento. Los resultados del estudio permitirán dar a la población y a las autoridades elementos técnicos para tomar las medidas de control adecuadas y de ser posible la clausura del sitio.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Área de Estudio.** El tiradero se localiza en el Valle de Mexicali, B. C. en el noroeste de México, está enclavado dentro del corredor ripario del Río Colorado a una distancia aproximada de un kilómetro (Vado Carranza) de su cauce. Las coordenadas geográficas centrales del basurero Vado Carranza (VC) son 32° 12' 12.9" latitud norte y 115° 09' 19.3" longitud oeste (**Fig. 1**). El sitio de estudio colinda al norte con varias parcelas de cultivo de riego por inundación siendo el asentamiento humano más cercano el poblado Oviedo Mota. El área de operación aproximada del tiradero es 130 000 m<sup>2</sup> y en él se disponen alrededor de 30 toneladas de RSU dentro de los que destacan las fracciones de plásticos, residuos orgánicos y metal ferroso. Los residuos dispuestos en el basurero VC provienen de diversos poblados del Valle de Mexicali. En este sitio se lleva a cabo la separación y reciclaje solamente de metales ferrosos y aluminio mientras que el resto de los residuos se quema a cielo abierto. Es importante señalar la poca profundidad del acuífero en la zona para la cual se han observado valores por debajo de los 2 m de profundidad respecto a la superficie sobre todo durante la primera mitad del año (Gómez-Puentes 2010).

**Sistema de control.** En marzo de 2008 se instaló una red piezométrica en la zona de estudio. Esta red consistió en seis pozos de monitoreo de agua subterránea (NP1-NP6) de 6 m de profundidad en promedio (**Fig. 2**). La construcción de los piezómetros se realizó mediante tubería PVC de 2 pulgadas (5.08 cm) de diámetro y 6 m de largo. Los tubos fueron perforados en su mitad inferior para permitir el paso del agua subterránea. La ubicación de los pozos de monitoreo se llevó a cabo tomando como referencia los resultados obtenidos a partir de una serie de

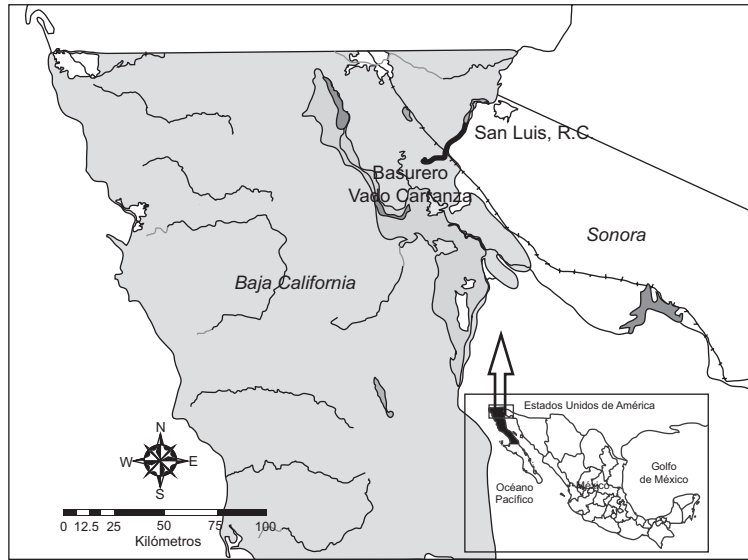


Fig. 1. Localización del área de estudio

sondeos eléctricos verticales realizados previamente (Valdez-Carrillo, 2010). Esta red de pozos fue utilizada para determinar las propiedades hidráulicas del acuífero así como para obtener muestras de agua subterránea para su posterior análisis químico.

**Muestreo de agua subterránea.** Se llevaron a cabo seis campañas de muestreo bimestrales entre abril de 2008 y febrero de 2009. Las muestras fueron colectadas mediante un sistema de vacío tipo manual, purgando los pozos antes de tomar la muestra

definitiva de acuerdo con Appelo y Postma (1999). Una vez recuperado el nivel de agua, se procedió a tomar dos muestras por pozo, para cuantificar aniones y cationes, respectivamente. Para la cuantificación de metales las muestras fueron acidificadas a un pH menor a 2 con ácido nítrico concentrado.

**Análisis de agua subterránea.** Los parámetros fisicoquímicos: pH, sólidos disueltos, conductividad eléctrica, temperatura, oxígeno disuelto y potencial redox se midieron en campo mediante instrumentos

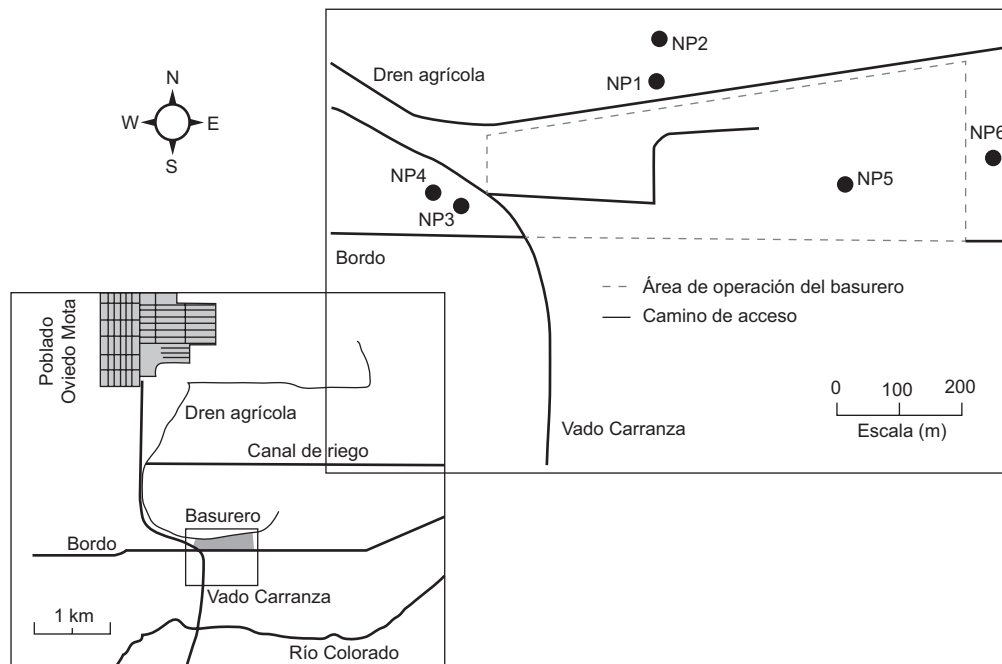


Fig. 2 Ubicación de la red piezométrica en el tiradero

portátiles previamente calibrados, mientras que en laboratorio se analizaron los iones  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{+2}$  y  $\text{Mg}^{+2}$  (Valdez-Carrillo 2010) y los metales Cu, Cd, Ni, Pb y Zn (Gómez-Puentes 2010). La cuantificación de los aniones, sulfato y cloruro, se llevó a cabo de acuerdo con las normas mexicanas correspondientes (SCFI 1981, 2001), los nitratos se determinaron con base en el método de reducción de cadmio (APHA 2005) y finalmente para la determinación de alcalinidad se empleó un método de titulación potenciométrica (APHA 2005). En el caso de cationes y metales pesados se empleó la técnica de espectrometría de absorción atómica de acuerdo con la norma mexicana de la materia (SCFI 2001). El balance iónico de cargas de las muestras de agua estuvo por debajo del 10 % y según las curvas de calibrado para cationes y metales pesados el coeficiente de correlación respectivo estuvo por encima de 0.995, obteniéndose porcentajes de recuperación superiores a 95 % y coeficientes de variación menores al 5 %.

**Modelación geoquímica.** Con base en los resultados obtenidos se efectuó la modelación de la evolución química del agua subterránea mediante el programa PHREEQC (Parkhurst y Appelo 1999). Para ello se tomó en cuenta la dirección del flujo del agua subterránea que fue obtenida a partir de la medición de los niveles estáticos en los pozos previa nivelación de los mismos. En el sitio de estudio el agua subterránea que tiene un flujo en la dirección sureste-noroeste (Valdez-Carrillo 2010). Con base en lo anterior, la modelación se llevó a cabo entre los pozos de monitoreo NP6 y NP2, siendo NP6 el punto de partida. Para cada una de las seis campañas de muestreo se efectuó la modelación correspondiente. Primeramente se realizó la especiación química de las muestras de agua subterránea. En esta etapa se obtuvieron las concentraciones de cada uno de los elementos de interés así como los índices de saturación de las fases minerales. Posteriormente se modeló el proceso evaporativo de agua partiendo de NP6 hasta igualar la concentración de  $\text{Cl}^-$  existente en NP2. Lo anterior tomando en cuenta la capacidad conservadora del  $\text{Cl}^-$  de acuerdo con Schoeller (1960). La etapa final del modelado, consistió en igualar el resto de las especies químicas ensayando tres procesos simultáneos: equilibrio de fases, intercambio catiónico y adsorción de metales. En el equilibrio de fases se tomó como base la información proporcionada por la especiación química así como la paragénesis de minerales, es decir, se consideró cuales minerales pueden estar presentes de acuerdo con las características ambientales de la zona (Pough 1988). Con base en la Ley de Henry, para el equilibrio de dióxido de

carbono,  $\text{CO}_{2(g)}$  y oxígeno,  $\text{O}_{2(g)}$ , se consideraron los siguientes valores para las presiones parciales:  $\log P_{\text{CO}_2} = -2.3$  (0.005 bar) y para  $\log P_{\text{O}_2} = -1.21$  (0.06 bar). El proceso de adsorción de metales pesados se ensayó mediante hidróxidos de hierro que constituyen una de las superficies adsorbentes más comunes en suelos y los cuales son empleados por el programa PHREEQC. En la etapa final se siguió un proceso iterativo hasta conseguir la mejor aproximación entre la solución modelada y NP2.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los procesos geoquímicos ensayados, en las modelaciones realizadas para las diferentes campañas de muestreo, reproducen satisfactoriamente la evolución especial y temporal del agua subterránea en el tiradero Vado Carranza. Para la primera de las campañas de muestreo se requirió modelar la evaporación de 32.4 moles de agua por kilogramo de solución. Este valor está por encima del promedio requerido en el resto de las campañas ( $26.7 \pm 9.2$  moles) (**cuadro I**). Los resultados obtenidos concuerdan con el hecho de que en los meses de noviembre a abril el volumen de agua en el acuífero es mayor tal como lo evidencian los niveles estáticos. En cambio entre los meses de junio y octubre, que son los meses más cálidos en la zona, los niveles estáticos del agua subterránea son más profundos y el contenido de sólidos disueltos es mayor. La campaña que requirió la menor cantidad de moles evaporados de agua para realizar la modelación fue agosto de 2008 con 13.8 moles. Los procesos modelados de intercambio catiónico así como la adsorción de metales permiten una reproducción de la evolución química del agua bastante satisfactoria con porcentajes de error para cationes y metales pesados inferiores al 5 % (**cuadro I**). Tanto la concentración de la solución modelada como la observada en NP2 sugieren que el ion  $\text{HCO}_3^-$  experimenta un proceso de concentración debido la evaporación del agua, sin embargo, el contenido de  $\text{HCO}_3^-$  en la solución modelada es inferior al valor de NP2, lo cual a su vez provoca que el pH de la solución modelada sea también inferior (6.8) comparado con el de la muestra real (8.0). Por otro lado, el contenido de  $\text{NO}_3^-$  en la solución modelada y la real NP2 indican un proceso de concentración que puede atribuirse a la evaporación de agua, sin embargo la concentración de la solución modelada resultó ser mayor que la real. Además, para las modelaciones correspondientes a octubre de 2008 y febrero de 2009, el ion  $\text{SO}_4^{2-}$  presentó el mismo comportamiento que el descrito

**CUADRO I.** RESULTADOS DE LA MODELACIÓN QUÍMICA DEL AGUA SUBTERRÁNEA DE NP6 a NP2

1. Modelación del proceso evaporativo de agua en diez etapas					
Cantidad de agua evaporada: $H_2O_{(g)} = 32.4$ moles por kg de agua (26.7±9.2)					
Procesos modelados simultáneamente	2. Equilibrio de fases			3. Intercambio catiónico	
	Fase	Índice de saturación	Moles	Intercambiador	moles
	Calcita	0.0	0	KX	$1.5 \times 10^{-4}$ ( $1.24 \times 10^{-4} \pm 6.51 \times 10^{-5}$ )
	Dolomita	0.0	0	MgX <sub>2</sub>	$6.0 \times 10^{-3}$ ( $3.96 \times 10^{-3} \pm 2.48 \times 10^{-3}$ )
	CO <sub>2</sub> (g)	-2.3	10	CdX <sub>2</sub>	$1.4 \times 10^{-4}$ ( $2.89 \times 10^{-5} \pm 6.21 \times 10^{-5}$ )
	O <sub>2</sub> (g)	-1.2	10	ZnX <sub>2</sub>	$4.1 \times 10^{-6}$ ( $1.37 \times 10^{-5} \pm 8.54 \times 10^{-6}$ )
	SiO <sub>2</sub>	0.0	10	CuX <sub>2</sub>	$1.1 \times 10^{-2}$ ( $7.3 \times 10^{-3} \pm 7.43 \times 10^{-3}$ )
	4. Adsorción de metales				
	Tipo de superficie	moles	Superficie	Área (m <sup>2</sup> /g)	Masa (g)
	Hfo_wOH	0.021	Hfo	600	0.01
5. Comparación química entre la solución modelada y NP2					
Parámetro	Solución inicial NP6	Solución modelada	Solución Final NP2	% Error	
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	$1.00 \times 10^{-02}$	$7.24 \times 10^{-04}$	$9.43 \times 10^{-03}$	88.9 (64.8±13.8)	
Ca	$2.33 \times 10^{-03}$	$4.36 \times 10^{-04}$	$4.01 \times 10^{-04}$	5.7 (4.1±3.7)	
Cd	$2.50 \times 10^{-07}$	$5.10 \times 10^{-07}$	$5.44 \times 10^{-07}$	4.3 (1.3±1.8)	
Cl	$9.90 \times 10^{-03}$	$2.38 \times 10^{-02}$	$2.38 \times 10^{-02}$	0.0 (0.11±0.10)	
Cu	$7.57 \times 10^{-06}$	$7.27 \times 10^{-06}$	$7.58 \times 10^{-06}$	2.8 (3.7±3.2)	
K	$1.28 \times 10^{-04}$	$1.62 \times 10^{-04}$	$1.62 \times 10^{-04}$	0.0 (2.8±3.6)	
Mg	$5.98 \times 10^{-03}$	$3.53 \times 10^{-03}$	$3.69 \times 10^{-03}$	2.8 (4.9±3.7)	
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	$1.86 \times 10^{-04}$	$4.47 \times 10^{-04}$	$2.72 \times 10^{-04}$	35.3 (80.7±26.1)	
Na	$2.36 \times 10^{-02}$	$3.49 \times 10^{-02}$	$3.47 \times 10^{-02}$	0.4 (3.1±3.6)	
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	$1.00 \times 10^{-02}$	$8.83 \times 10^{-03}$	$8.56 \times 10^{-03}$	2.0 (18.8±19.7)	
Pb	ND	-	-	(2.5±0.9)	
Zn	$5.83 \times 10^{-07}$	$5.02 \times 10^{-07}$	$5.06 \times 10^{-07}$	0.5 (0.6±0.7)	
pH	8.0	6.8	8.0	10.5 (2.8±3.9)	

Los resultados corresponden a la primera campaña de muestreo (Abril, 2008). Entre paréntesis se presenta el resultado promedio y la desviación estándar para las seis campañas. Concentración en moles/kg de H<sub>2</sub>O  
 ND = No detectado. En el caso del plomo que no fue detectado en la primera campaña de muestreo se indica entre paréntesis el porcentaje de error y desviación estándar para el resto de las campañas modeladas

para el NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Este comportamiento en los resultados para los aniones bicarbonato HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, nitrato NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y sulfato SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>, sugieren la ocurrencia de procesos tales como la reducción tanto de nitratos como de sulfatos debido a la degradación de materia orgánica de los residuos provenientes del basurero tal como se señala en Appelo y Postma (2005). También el proceso de degradación de la materia orgánica se caracteriza por incrementar el contenido de carbono inorgánico (Testay y Koron 2005) lo que se refleja en el incremento tanto de la presión parcial de CO<sub>2</sub> así como de la cantidad de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> disuelto en el agua. Este proceso explica las diferencias observadas entre la solución modelada y la solución final NP2 tanto para los aniones señalados como para el pH, ya que éste es dependiente del contenido de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> presente en el agua. Por último, en el caso de los metales

pesados se obtuvieron resultados satisfactorios para las seis campañas modeladas con los procesos de intercambio catiónico y de adsorción. Los errores y desviación estándar promedio fueron los siguientes: Cu (3.7±3.2 %), Cd (1.3±1.8 %), Pb (2.5±0.9 %) y Zn (0.6±0.7%).

### CONCLUSIONES

La modelación química realizada pone de manifiesto la importancia de diversos procesos geoquímicos, sobre todo el efecto de la evaporación en el incremento de la concentración de contaminantes a lo largo del flujo de aguas subterráneas someras en zonas desérticas. Los procesos de intercambio iónico y de adsorción reproducen satisfactoriamente

la evolución química tanto de cationes como de metales pesados. En el caso de los aniones  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ , este trabajo hace evidente la trascendencia de los procesos reductores originados dadas las condiciones anóxicas que en general prevalecen en las aguas subterráneas, así como por la degradación de materia orgánica proveniente de los residuos del tiradero. Finalmente, es importante destacar a la modelación geoquímica como una herramienta clave al momento de evaluar la calidad de las aguas subterráneas en sitios destinados a la disposición final de residuos sólidos ya que provee información valiosa para la caracterización, movilidad y destino de contaminantes así como, en caso necesario, seleccionar y planificar la tecnología de remediación correspondiente.

### AGRADECIMIENTOS

Se agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por su apoyo económico, mediante el otorgamiento de beca de estudios de posgrado, mismo que permitió la realización de la presente investigación.

### REFERENCIAS

- Apgar M.A. y Satherthwaite Jr. W.B. (1975). Groundwater contamination associated from the Llangollen landfill, New Castle Co., Delaware. In: Proc. Res. Symp., Gas and Leachate from Landfills, New Brunswick, N.J. U.S. Environ. Prot. Agency, Natl. Environ. Res. Cent., Cincinnati, Ohio. 9 pp.
- APHA (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. 21a ed. American Public Health Association. Washington, EUA. 1368 p.
- Appelo C.A.J. y Postma D. (2005). Geochemistry, groundwater and pollution. 2a ed. A.A. Balkema Publishers, Leiden, The Netherlands a member of Taylor & Francis Group pcl. 683 p.
- Christensen T.H., Kjeldsen P., Bjerg P.L., Jensen D.L., Christensen J.B., Baun A., Albrechtsen H. y Heron G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Appl. Geochem.* 16, 659-718.
- Cruz Rieva R., Orta Ledesma M.T., Sánchez Gómez J. y Rojas Valencia M.N. (2002). Cuantificación de efectos ambientales de un tiradero a cielo abierto, caso de estudio. Memorias. XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún, Qroo. 27 al 31 de octubre, 2002. CD-ROM.
- Gómez-Puentes F.J. (2010). Evaluación de metales pesados en suelo y agua subterránea en un tiradero a cielo abierto en el Valle de Mexicali, B. C. Tesis de Maestría. Instituto de Ingeniería. Universidad Autónoma de Baja California, Baja California, México. 132 p.
- Israde I., Buenrostro O. y Carrillo-Chávez A. (2005). Geological characterization and environmental implications of the placement of the Morelia dump, Michoacán, central Mexico. *J. Air Waste Manage.* 55, 755-764.
- Kimmel G.E. y Braids O.C. (1975). Leachate plumes in a highly permeable aquifer. *Ground Water*, 12:388-392.
- MacFarlane D.S., Cherry J.A., Gillham R.W. y Sudicky E.A. (1983). Migration of contaminants in groundwater at a landfill: a case study, 1. Groundwater flow and plume delineation. In: J.A. Cherry (Guest-Editor), Migration of contaminants in groundwater at a landfill: A Case Study. *J. Hydrol.* 63, 1-29, Special Issue.
- Palmquist R. y Sendlein L.V.A. (1975). The configuration of contamination enclaves from refuse disposal sites on floodplains. *Ground Water*, 13, 167-181.
- Parkhurst D.L. y Appelo C.A.J. (1999). User's Guide to PHREEQC (Version 2) A computer program for speciation, batch reaction, one-dimensional transport, and inverse calculations [en línea]. [http://wwwbrr.cr.usgs.gov/projects/GWC\\_coupled/phreeqc/html/final.html](http://wwwbrr.cr.usgs.gov/projects/GWC_coupled/phreeqc/html/final.html) 20/09/2011.
- Pough F.H. (1988). Rocks and minerals, 4ta Edición, Houghton Mifflin Company, Boston, Massachusetts, USA. 317 pp.
- Schoeller H. (1960). Salinity of groundwater, evapotranspiration and recharge of aquifers. *IASH Publ.* 52, 488-494. En: Geochemistry, groundwater and pollution (A.A. Balkema Publishers, Ed) p. 41.
- SCFI (1981). Norma Mexicana NMX-AA-074-1981. Análisis de agua - Determinación del ion sulfato. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 10 de diciembre de 1981.
- SCFI (2001). Norma Mexicana NMX-AA-051-SCFI-2001. Determinación de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas – Método de prueba. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 01 de agosto de 2001.
- SCFI (2001). Norma Mexicana NMX-AA-073-SCFI-2001. Análisis de agua – Determinación de cloruros totales en aguas naturales, residuales y residuales tratadas – Método de prueba. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 01 de agosto de 2001.
- SEMARNAT (2003). Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003. Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras comple-

- mentarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. 20 de octubre de 2004
- Tesfay T. y Korom S. (2006). Modeling groundwater denitrification by ferrous Iron using PHREEQC. Technical Report No. ND06-03. Dept. of Geology and Geological Engineering, University of North Dakota, USA. 50 p.
- Valdez-Carrillo M. (2010). Impacto de los residuos provenientes de un tiradero a cielo abierto sobre la calidad del agua subterránea. Tesis de Maestría. Instituto de Ingeniería. Universidad Autónoma de Baja California, Baja California, México. 106 p.
- Vasanthi P., Kaliappan S. y Srinivasaraghavan R. (2008). Impact of solid waste management on groundwater. Environ. Monit. Assess. 143, 227-238.