

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA
INSTITUTO DE INGENIERÍA
MAESTRÍA Y DOCTORADO EN CIENCIAS E INGENIERÍA



**CARACTERIZACIÓN Y MOVILIDAD DE CONTAMINANTES EN UN SITIO DE
DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS**

TESIS

**PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN INGENIERÍA**

PRESENTA

FRANCISCO JAVIER GÓMEZ PUENTES

DIRECTOR DE TESIS

DR. JAIME ALONSO REYES LÓPEZ

CODIRECTOR

DR. DINA ARELI LARIOS LÓPEZ

MEXICALI, B. C.

ABRIL DE 2014

DEDICATORIAS

A Dios

Por haberme permitido llegar hasta este punto y haberme dado salud para lograr mis objetivos, además de su infinita bondad y amor.

A mi madre Elena

Por haberme apoyado en todo momento, por sus consejos, sus valores, por la motivación constante que me ha permitido ser una persona de bien, pero más que nada, por su amor.

A mi Padre José Francisco

Por los ejemplos de perseverancia y constancia que lo caracterizan y que me ha inundado siempre, por el valor mostrado para salir adelante y por su amor.

A mis hermanas

María de la Cruz, Leticia, Martha Elena, María de la Luz y Carolina, por su ejemplo, sus consejos sé que cuento con ustedes siempre, gracias.

A toda mi familia

Por estar conmigo siempre y darme la posibilidad de tener esta gran familia, los quiero.

A mis amigos

Gracias por estar a mi lado en cada etapa de mi vida e impulsarme a seguir adelante.

¡Gracias a todos!

AGRADECIMIENTOS

Al **Instituto de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Baja California**, por el apoyo brindado para la realización del presente trabajo.

Al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología**, por su apoyo brindado en el otorgamiento de una beca (CONACYT) para realizar los estudios de doctorado.

Al **Dr. Jaime Alonso Reyes López**, director de tesis por su disposición permanente y su apoyo incondicional durante todo el proceso de la Investigación.

A la **Dra. Dina Areli Larios López**, codirectora de tesis, por sus valiosas aportaciones y el tiempo dedicado a este trabajo de tesis así como su gran ayuda para la realización de la modelación geoquímica y los cálculos de evapotranspiración en la zona de estudio.

A la **Dra. Concepción Carreón Diazconti**, por sus valiosas aportaciones durante la redacción y revisión de este trabajo de tesis así como de las publicaciones realizadas durante esta investigación.

Al **Dr. Jorge Ramírez Hernández**, por sus valiosas aportaciones y apoyo durante el trabajo de investigación realizado.

Al **Dr. Marco Antonio Pérez Flores** por su valiosa ayuda en la interpretación de los datos correspondientes a los perfiles geoeléctricos realizados.

A mis **estudiantes de la asignatura Fisicoquímica I del Instituto Tecnológico de Mexicali**: Karla Piña Ibarria, Miguel Orduño Siqueiros, Noemi Abares Cruz, Eric Vertiz Peláez y Abigail Gracia por su valiosa ayuda durante la realización de los perfiles eléctricos verticales así como algunos de los parámetros analizados a las muestras de suelo y agua subterránea.

A mis **queridos compañeros y amigos del Instituto de Ingeniería de la UABC y del Instituto Tecnológico de Mexicali** y a todas aquellas personas que de alguna manera participaron en la realización del presente trabajo.

Contenido

Resumen.....	1
1. Introducción.....	2
1.1 Problemática	2
1.2 Justificación.....	3
1.3 Objetivos	5
1.3.1 Objetivo general	5
1.3.2 Objetivos específicos	5
1.4 Hipótesis	5
2. Antecedentes	6
2.1 Impactos ambientales asociados a los RSU	7
2.1.1 Efectos en la salud humana.....	7
2.1.2 Aguas superficiales	7
2.1.3 Aguas subterráneas	8
2.1.4 Aire.....	8
2.1.5 Impacto sobre el suelo	8
2.2 Generación de RSU en México.....	9
2.3 Contaminantes originados a partir de RSU	11
2.4 Sitios de disposición final de RSU en climas áridos y semiáridos.....	15
2.5 Transporte de contaminantes.....	15
2.5.1 Transporte en suelo y subsuelo	16
2.5.2 Especiación (fraccionamiento) de solutos en suelos.....	17
2.5.3 Transporte en agua subterránea.....	17

2.5.4	Advección.....	18
2.5.5	Difusión	18
2.5.6	Dispersión	18
2.5.7	Retardación.....	19
2.5.8	Procesos relacionados con el transporte de solutos en el subsuelo	19
2.5.9	Ecuación general para transporte bajo condiciones ideales	21
2.5.10	Ecuación general para transporte en condiciones reales.....	22
2.6	Modelación geoquímica	23
2.6.1	Programas para modelación hidrogeoquímica.....	23
2.6.2	Programa PHREEQC.....	24
2.6.3	Índice de saturación de minerales.....	24
2.6.4	Modelación del transporte de solutos en el subsuelo.....	25
2.7	Medio físico	26
2.7.1	Área de estudio	26
2.7.2	Clima	28
2.7.3	Fisiografía	28
2.7.4	Suelo	28
2.7.5	Hidrología.....	28
3.	Materiales y métodos	31
3.1	Instalación del sistema de control	31
3.2	Perfiles eléctricos	33
3.3	Muestreo de agua subterránea	35
3.4	Muestreo de suelo.....	36

3.5	Determinaciones analíticas en suelo y agua.....	36
3.5.1	Parámetros fisicoquímicos en suelo.....	36
3.5.2	Análisis de agua subterránea.....	39
3.6	Calculo de evapotranspiración potencial.....	40
3.7	Modelación geoquímica	40
3.7.1	Modelación geoquímica de agua subterránea	40
3.7.2	Transporte de solutos en la zona saturada	43
3.7.3	Transporte de solutos zona vadosa	44
4.	Resultados y discusión.....	45
4.1	Perfiles eléctricos	45
4.2	Análisis de agua subterránea.....	47
4.2.1	Parámetros fisicoquímicos y constituyentes mayoritarios	47
4.2.2	Metales pesados y elementos traza.....	51
4.3	Evapotranspiración potencial	52
4.4	Modelación geoquímica	54
4.4.1	Agua subterránea. Modelación de la evolución química NP6 a NP2	54
4.4.2	Agua subterránea. Modelación de la evolución química A. Canal a NP2 ..	56
4.4.3	Modelación de agua subterránea – Origen NP8 a partir del Río Colorado	58
4.4.4	Modelación de agua subterránea – Origen NP8 a partir de agua de lluvia	61
4.4.5	Transporte de solutos en 1D – Zona Saturada	62
4.4.6	Zona vadosa - Transporte de solutos en 1D	64
5.	Conclusiones.....	67
6.	Presentación del estudio	70

6.1	Explique la responsabilidad de cada autor respecto a las publicaciones presentadas.....	70
6.1.1	Revista internacional de contaminación ambiental	70
6.1.2	Environmental earth sciences	70
6.1.3	Journal of environmental management	71
6.2	Revista internacional de contaminación ambiental	72
6.3	Environmental earth sciences	73
6.4	Journal of Environmental Management.....	74
6.5	4to. Simposio iberoamericano de ingeniería de residuos y 4to. Encuentro nacional de expertos en residuos sólidos	75
	Referencias.....	76
	Anexos.....	86
A.	Revista Internacional de Contaminación Ambiental.....	86
A.1	Modelación geoquímica del agua subterránea en un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos.....	86
B.	Environmental Earth Sciences	97
B.1	Geochemical processes controlling the groundwater transport of contaminants released by a dump in an arid region of Mexico	97
C.	4to. Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos y 4to. Encuentro nacional de expertos en residuos sólidos	120
C.1	Evolución química del agua subterránea en un relleno sanitario ubicado en el Valle de Mexicali, B. C.....	120
D.	Manuscrito para publicación enviado a la revista journal of environmental management.....	128
D.1	Geochemical modelling and low-frequency geoelectrical methods to evaluate the open dump impact in arid and deltaic environments.....	128

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura 2-1 Generación de residuos sólidos en México</i>	<i>10</i>
<i>Figura 2-2 Diagrama esquemático de un escenario de contaminación de agua subterránea (Modificada de: Huyakorn et al., 1993)</i>	<i>26</i>
<i>Figura 2-3 Ubicación de la zona de estudio</i>	<i>27</i>
<i>Figura 2-4 Dirección de flujo del agua subterránea en el sitio de estudio (modificada de Valdez-Carrillo et al., 2010).....</i>	<i>30</i>
<i>Figura 3-1 Distribución de los pozos de monitoreo de agua subterránea (NP1-NP8) en el basurero Vado Carranza</i>	<i>32</i>
<i>Figura 3-2 Trayectoria de los perfiles eléctricos realizados por Valdez-Carrillo (2010).....</i>	<i>33</i>
<i>Figura 3-3 Perfil geoelectrico, resistividad de secciones cruzadas, arreglo dipolo-dipolo (Tomada de Valdez-Carrillo, 2010)</i>	<i>34</i>
<i>Figura 3-4 Distribución de los perfiles geoelectricos realizados en el basurero Vado Carranza en abril de 2011 (líneas color verde)</i>	<i>35</i>
<i>Figura 3-5 Diagrama de flujo para la modelación del agua subterránea</i>	<i>41</i>
<i>Figura 3-6 Esquema para la modelación del transporte en 1D de solutos en la zona saturada</i>	<i>43</i>
<i>Figura 3-7 Esquema para la modelación a través de la zona Vadosa mediante PHREEQCI</i>	<i>44</i>
<i>Figura 4-1 Representación en 3D de las resistividades obtenidas</i>	<i>45</i>
<i>Figura 4-2 Diagramas de Piper de las muestras de agua subterránea</i>	<i>50</i>
<i>Figura 4-3 Evapotranspiración potencial, agua irrigada y precipitación en el área de estudio.....</i>	<i>53</i>
<i>Figura 4-4 Evolución temporal del nivel freático y STD en los pozos NP6 y NP2</i>	<i>53</i>
<i>Figura 4-5 Distribución espacial y temporal para el contenido de Cl en la zona saturada para el transecto comprendido entre NP8 (0) y NP2 (220 m)</i>	<i>64</i>
<i>Figura 4-6 Perfil de concentraciones para metales pesados a través de la zona vadosa (perforación en el pozo NP8).....</i>	<i>66</i>
<i>Figura A-1 Localización del área de estudio</i>	<i>95</i>
<i>Figura A-2 Distribución de la red piezométrica en el basurero</i>	<i>95</i>
<i>Figura B-1 Location of Vado Carranza dump in Mexicali Valley close to Colorado River</i>	<i>112</i>
<i>Figura B-2 Groundwater direction flow in the study área, modified from Valdez-Carrillo (2010)</i>	<i>112</i>
<i>Figura B-3 Distribution of groundwater and soil sampling sites</i>	<i>113</i>
<i>Figura B-4 Flux diagram for the Vado's Carranza dump groundwater geochemical modeling using PHREEQC</i>	<i>113</i>
<i>Figura B-5 Heavy metals in surface soil.....</i>	<i>114</i>
<i>Figura B-6 Cadmium in surface soil and soil topographical profile in the study area</i>	<i>114</i>
<i>Figura B-7 Daily potential evapotranspiration, irrigated water and rainfall in the study area</i>	<i>115</i>
<i>Figura B-8 Temporal evolution of TDS and water table levels of groundwater in the Vado Carranza Dump</i>	<i>115</i>

<i>Figura C-1 Localización del área de estudio</i>	<i>126</i>
<i>Figura C-2 Ubicación de la red piezométrica en la zona de estudio</i>	<i>126</i>
<i>Figura D-1 Dump's location, piezometric network and geoelectrical profiles distribution and Stiff diagrams</i>	<i>145</i>
<i>Figura D-2 Flux diagram for groundwater's inverse modeling using PHREEQC program</i>	<i>146</i>
<i>Figura D-3 Papper Diagrams for the Vado Carranza Dump's groundwater samples: a) June 2011 and b) October 2011</i>	<i>147</i>
<i>Figura D-4 Geoelectrical profiles and 3D resistivity graphs for the measurements taken in May 2012 (axes distances in meters).....</i>	<i>148</i>
<i>Figura D-5 2D representation of interpreted resistivities and IP for the dipole-dipole array corresponding to the South line (see fig. 1 for location)</i>	<i>152</i>

ÍNDICE DE TABLAS

<i>Tabla 2-1 Generación, recolección y disposición final de RSU en México -----</i>	<i>10</i>
<i>Tabla 2-2 Compuestos orgánicos xenobióticos en lixiviados de RSU -----</i>	<i>13</i>
<i>Tabla 2-3 Composición de lixiviados de RSU-----</i>	<i>14</i>
<i>Tabla 3-1 Ubicación de los pozos de monitoreo de agua subterránea en la zona de estudio -----</i>	<i>32</i>
<i>Tabla 3-2 Métodos utilizados para los análisis de las muestras de agua subterránea -----</i>	<i>39</i>
<i>Tabla 4-1 Propiedades fisicoquímicas de las muestras de suelo procedentes de la perforación NP8 -----</i>	<i>47</i>
<i>Tabla 4-2 Parámetros fisicoquímicos medidos en agua subterránea -----</i>	<i>48</i>
<i>Tabla 4-3 Iones mayoritarios y relaciones iónicas para el agua subterránea del basurero Vado Carranza -----</i>	<i>50</i>
<i>Tabla 4-4 Metales pesados y elementos traza en agua subterránea en el basurero Vado Carranza -----</i>	<i>52</i>
<i>Tabla 4-5 Resultados de la modelación química de NP6 a NP2 -----</i>	<i>55</i>
<i>Tabla 4-6 Resultados de la modelación química de A. Canal a NP2 -----</i>	<i>57</i>
<i>Tabla 4-7 Resultados de la modelación inversa para NP8 a partir del agua del Río Colorado-----</i>	<i>60</i>
<i>Tabla 4-8 Resultados de la modelación inversa para NP8 originada a partir de agua de lluvia-----</i>	<i>61</i>
<i>Tabla 4-9 Resultados de la modelación del transporte de solutos en zona saturada-----</i>	<i>63</i>
<i>Tabla 4-10 Resumen de resultados para la modelación a través de la zona vadosa (perforación en NP8) -----</i>	<i>65</i>
<i>Tabla A-1 Resultados de la modelación química del agua subterránea de NP6 a NP2-----</i>	<i>96</i>
<i>Tabla B-1 Heavy metals in groundwater from the Vado Carranza dump-----</i>	<i>116</i>
<i>Tabla B-2 Heavy metals in soil samples from the four boreholes drilled in the Vado Carranza dump (concentrations in mg/Kg dry weight) -----</i>	<i>117</i>
<i>Tabla B-3 Results of the groundwater geochemical evolution modeling from NP6 to NP2 using the program PHREEQC -----</i>	<i>118</i>
<i>Tabla B-4 Results of the groundwater geochemical evolution modeling from Canal to NP2 using the program PHREEQC -----</i>	<i>119</i>

<i>Tabla C-1 Resultados de la modelación química del agua subterránea de NP6 a NP2</i>	-----127
<i>Tabla D-1 Major ions, field measurements and ionic ratios of groundwater</i>	-----149
<i>Tabla D-2 Trace elements in Vado Carranza Dump groundwater</i>	-----150
<i>Tabla D-3 Inverse modeling results of NP8's evolution from Colorado River water</i>	-----151

RESUMEN

Hoy en día el agua subterránea representa una de las principales fuentes de abastecimiento del recurso hídrico a nivel mundial. Su uso efectivo y sin riesgo requiere su protección para prevenir la sobreexplotación, degradación y contaminación. Dentro de las fuentes potenciales de contaminación de este tipo de agua se encuentra la disposición de los residuos sólidos urbanos (RSU) en basureros o rellenos sanitarios. En la mayoría de los países en vías de desarrollo, los RSU continúan disponiéndose a cielo abierto sin la adopción de medidas para disminuir su impacto negativo. En México, todos los municipios del país enfrentan un reto en cuanto al manejo de los RSU ya que el volumen diario generado sobrepasa la capacidad instalada. Las áreas cercanas a basureros son las más susceptibles a procesos de contaminación que no solo ponen en riesgo la calidad de suelo y subsuelo sino también de las aguas subterráneas. El riesgo de contaminación se agudiza cuando se dispone RSU en sitios en los cuales el nivel freático es somero.

El propósito de esta investigación es explicar los procesos físicos y químicos que determinan el comportamiento espacial y temporal de contaminantes asociados a la disposición de RSU en basureros ubicados en zonas con escasa precipitación, alta evapotranspiración y nivel freático somero. El área de estudio fue el basurero denominado “Vado Carranza” que se localiza en el Valle de Mexicali, B. C. Este sitio, actualmente en proceso de clausura, ha operado durante más de quince años recibiendo unas 30 Ton/día de RSU provenientes de diversos poblados de la localidad. La metodología incluyó la determinación de parámetros físicos y químicos de suelo y agua subterránea, el empleo de herramientas geoquímicas tales como la modelación del agua subterránea y finalmente el análisis de las propiedades geoléticas del sitio.

Los resultados de este estudio ponen en evidencia la importancia de la problemática ambiental que representa, sobre todo en los países en vías de desarrollo, la disposición de RSU en tiraderos a cielo abierto incluso si son ubicados en zonas con escasa precipitación pluvial. Además los procesos físicos y químicos identificados que controlan la movilidad de los contaminantes proporcionan información valiosa para proponer estrategias de remediación adecuadas de ser necesarias.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Problemática

El Municipio de Mexicali, B. C., al igual que el resto de México, enfrenta actualmente una crisis en el ámbito del manejo de los residuos sólidos. La problemática incluye la conversión de los tiraderos a cielo abierto a rellenos sanitarios así como el incremento significativo de la cantidad de residuos que deben disponerse en estos sitios debido mayormente a factores como la prácticamente inexistente cultura del compostaje, separación en la fuente y reciclaje plásticos. El mal manejo de los RSU representa un serio problema debido a los riesgos de salud y a los impactos ambientales que pueden provocar dada su mayor heterogeneidad comparada con otros tipos de residuos. La composición de los residuos sólidos está íntimamente relacionada con los hábitos de consumo. El conocimiento de dicha composición aporta información valiosa para el establecimiento de sistemas de manejo integral, la cual es una necesidad urgente en los países en vía de desarrollo (Buenrostro et al., 2008).

Los problemas de contaminación de agua, suelo y aire que presenta Mexicali y su valle se deben, entre otros factores, a la generación de residuos sólidos y a la falta de sitios adecuados para su tratamiento y disposición final (SPABC, 2006). En este municipio se generan diariamente 1 300 toneladas de residuos de tipo domiciliario (SPABC, 2006). 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 (DOF, 2003). La desigual distribución de la población en este municipio ha provocado la proliferación de tiraderos a cielo abierto que se constituyen como fuentes potenciales de contaminación (Reyes et al., 2008).

Otro aspecto importante, relacionado con la contaminación del agua subterránea, lo constituyen los procesos en el subsuelo ya que en general son extraordinariamente lentos y los efectos dañinos o tóxicos pueden llegar a ser evidentes varios años o décadas posteriores a la liberación de los contaminantes desde la superficie (Luckner & Schestakow, 1991).

1.2 Justificación

La problemática ambiental asociada a los RSU es compleja e incluye: la contaminación de agua, suelo, aire así como la proliferación de fauna nociva. Estos problemas no solo degradan el ambiente sino que pueden dar origen a graves problemas de salud pública. En el caso de los tiraderos a cielo abierto, el impacto ambiental se incrementa significativamente ya que si bien estos sitios reciben preferentemente residuos de tipo domiciliario en realidad no existe ningún control sobre el tipo de residuos dispuestos. Al ser frecuente la quema al aire libre de los residuos, se provoca la emisión de gases y partículas contaminantes de la atmosfera incluyendo compuestos orgánicos altamente tóxicos como lo son las dioxinas y furanos. Además la carencia de sistemas de colección de los lixiviados generados da origen a contaminación de suelo, subsuelo y agua subterránea.

En México, tradicionalmente los sistemas urbanos de limpieza de residuos sólidos incluyen las etapas de almacenamiento, barrido, recolección, transporte y transferencia, tratamiento y disposición final (Armijo de Vega et al., 2006). Con la entrada en vigor de la Ley para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos se ha buscado encauzar el manejo de los residuos hacia la minimización de su generación así como estimular su reúso y reciclaje (SEMARNAT, 2003). El poco éxito que han tenido los programas de reciclaje debido a factores como la falta de mercado, altos costos de operación y la mala calidad de los productos reciclados ha dado lugar a que la mayoría de los RSU generados no sean tratados y tengan como destino final a los rellenos sanitarios. A este respecto, es importante señalar que en México, existen pocos sitios de disposición final que cumplen completamente con las características de operación e infraestructura propias de un relleno sanitario por lo que la mayoría de los RSU dispuestos terminan en basureros a cielo abierto (Armijo de Vega et al., 2006).

En nuestro país, las investigaciones relacionadas con residuos sólidos se han enfocado principalmente en la generación (Buenrostro et al., 2008; Ojeda-Benítez et al., 2008; Armijo de Vega et al., 2006), potencial de reciclaje e implementación de programas de manejo integral en universidades (Armijo de Vega et al., 2008; Espinosa et al., 2008). Estos estudios son de trascendental importancia ya que dichos sistemas de manejo, una vez

implementados, pueden adecuarse a la problemática particular de cada región. Otras investigaciones han caracterizado y analizado lixiviados así como la calidad del agua subterránea en basureros (Marín et al., 2001; Bernache et al., 2003; Israde et al., 2005; Reyes-López et al., 2008) evidenciando los efectos contaminantes sobre el agua subterránea provocados por el mal manejo de los residuos. Sin embargo, actualmente se carece de estudios enfocados a determinar los mecanismos que controlan el transporte de contaminantes ni se ha modelado su transporte con la finalidad de predecir posibles escenarios de contaminación en sitios de disposición de RSU con escasa precipitación pluvial, alta evapotranspiración y nivel freático somero. Los procesos geoquímicos e interacciones agua subterránea-basurero evidenciados en la presente investigación pueden corresponder a otros sitios con características similares a escala mundial.

La carencia de investigaciones en basureros localizados en zonas con las características señaladas se debe mayormente a la tendencia que existe de subestimar la generación de lixiviados por la escasez de precipitación que originaría una infiltración insignificante (Al Yaqout y Hamoda, 2003). Sin embargo, avances en irrigación y otros sistemas de distribución de agua pueden alterar el ciclo hidrológico de estas zonas, adicionando agua artificialmente o activando otras fuentes y con ello incrementar el potencial de infiltración.

Lo anterior ha motivado la realización del presente trabajo en el que se busca describir modelar la dinámica relacionada con el transporte de contaminantes en un basurero de residuos sólidos ubicado en el Valle de Mexicali, B.C. con la finalidad de contar con un instrumento que pueda servir como soporte en: 1) La toma de decisiones para el diseño e instalación de sitios de disposición final, 2) Estimar efectos contaminantes a mediano y largo plazo dada las particularidades de los suelos donde los RSU son depositados, 3) La selección de estrategias de remediación de sitios contaminados por RSU, 4) Identificar los principales procesos involucrados en el transporte de contaminantes en la zona y 5) Establecimiento de regulaciones ambientales futuras.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo general

Determinar los mecanismos que controlan el contenido, transporte y destino de solutos en suelo y agua subterránea en un tiradero a cielo abierto, a partir del análisis de sus propiedades físicas y químicas así como la realización de modelaciones geoquímicas (zona saturada y zona vadosa).

1.3.2 Objetivos específicos

- Evaluar la calidad del agua subterránea en cuanto a su contenido de iones mayoritarios, parámetros fisicoquímicos y metales pesados.
- Determinar las propiedades fisicoquímicas del suelo (contenido de materia orgánica, conductividad eléctrica, textura, pH, capacidad de intercambio catiónico) para estimar la movilidad de los contaminantes.
- Establecer la distribución espacial, en el subsuelo, de la pluma de contaminación mediante estudios de resistividad terrestre (perfiles geolétricos).
- Modelizar la evolución geoquímica del agua subterránea (zona saturada y no saturada), en base a las características fisicoquímicas del agua y del medio, con la finalidad de conocer los principales procesos que controlan el transporte y destino de los solutos

1.4 Hipótesis

Toda vez que en el basurero “Vado Carranza”, localizado en el Valle de Mexicali, B.C., se lleva a cabo la disposición y quema a cielo abierto de RSU esto ha provocado la liberación de solutos y su percolación solutos a través de suelo y subsuelo (zona vadosa) afectando la calidad del agua subterránea dada la poca profundidad del acuífero en este sitio.

2. ANTECEDENTES

En la mayoría de los países en vías de desarrollo prevalece la disposición de los residuos sólidos a cielo abierto en condiciones de operación que no reúnen los requisitos para rellenos sanitarios. Frecuentemente incluyen la quema de los residuos como forma de tratamiento y además, la selección de los sitios se basa más en la geografía que en consideraciones geológicas e hidrogeológicas (Klinck & Stuart, 1999). En México, las autoridades municipales son las encargadas de la recolección, traslado, tratamiento y disposición final de los RSU (DOF, 2003), sin embargo, la falta de infraestructura y la ineficiencia de los sistemas de manejo, además de fenómenos como el desarrollo industrial y la explosión demográfica han propiciado la aparición de gran cantidad de tiraderos a cielo abierto (SEDESOL, 1996). En estos sitios se disponen poco más del 22% de los residuos sólidos generados a nivel nacional (SEDESOL, 2012).

El Municipio de Mexicali, en el Estado de Baja California, tiene una población de 936,826 habitantes (INEGI, 2010). De éstos cerca del 76% residen en la Ciudad de Mexicali mientras que el resto está distribuido en los cerca de 1740 poblados ubicados a lo largo del Valle de Mexicali. La distribución tan dispersa de la población que presenta este municipio provoca una diseminación en la generación de los residuos, aumentando con ello el número de tiraderos o basureros de tipo clandestino.

Tradicionalmente se ha considerado a los residuos sólidos municipales como no peligrosos, sin embargo debido a su heterogeneidad, en ellos pueden estar presentes componentes en forma de pinturas, fármacos, productos de mantenimiento de vehículos, baterías, plaguicidas, productos de aseo personal, desinfectantes, entre otros (Slack et al., 2004, Buenrostro et al., 2008). Una vez dispuestos los RSU, diversos procesos (físicos, químicos y biológicos) pueden dar origen a nuevas sustancias, algunas incluso más tóxicas que las señaladas. La mezcla de compuestos incompatibles puede dar origen a explosiones o incendios.

2.1 Impactos ambientales asociados a los RSU

El mal manejo de los residuos sólidos no solo afecta la salud humana sino que también genera la contaminación de la atmósfera, el suelo y de las aguas tanto superficiales como subterráneas. La contaminación del suelo y cuerpos de agua son dos de los efectos ambientales más serios provocados por el manejo inadecuado de los RSU. (Medina & Jiménez, 2001). Asimismo su manejo inadecuado genera el deterioro estético de los centros urbanos y del paisaje natural (Cruz, 2002). A continuación se presentan los principales impactos ambientales tomando como referencia principal el trabajo de Cruz (2002).

2.1.1 Efectos en la salud humana

Los olores desagradables pueden causar malestar, cefaleas y náuseas. El polvo es responsable de causar molestias, pérdida momentánea de la visión y problemas respiratorios. La visión (estética) desagradable de los residuos puede causar molestias y náuseas. Objetos cortantes y punzantes pueden provocar heridas y cortes en las personas que en ocasiones puede terminar en amputación de algún miembro. Los residuos químicos pueden causar efectos toxicológicos. Finalmente, la fauna nociva se puede constituir en un vector de transmisión de enfermedades.

2.1.2 Aguas superficiales

Uno de los efectos ambientales más serios provocados por el manejo inadecuado de los residuos sólidos es la contaminación de las aguas superficiales que muchas veces son fuente de abastecimiento de agua potable. La materia orgánica contenida en los residuos provoca la disminución en la concentración disminuye el oxígeno disuelto de las aguas afectadas así como el aumento en nutrientes, nitrógeno y fósforo, lo que ocasiona el incremento descontrolado de algas y genera procesos de eutrofización. En países en vías de desarrollo, los RSU frecuentemente se encuentran mezclados con residuos peligrosos industriales, lo que origina la contaminación química. Lo anterior implica altas inversiones si se quiere recuperar el recurso hídrico.

2.1.3 Aguas subterráneas

Los tiraderos a cielo abierto representan un medio permeable que permite la fácil entrada del agua de lluvia a los estratos de residuos, provocando la saturación del medio y la percolación hacia el fondo, efectuándose a la vez la disolución de sustancias y la suspensión de partículas contenidas en los residuos sólidos. Simultáneamente, existen otras sustancias que son solubles al agua y generadas como producto de los procesos de descomposición biológica de la materia orgánica incluida en los residuos sólidos, produciendo lixiviados que pueden migrar hacia las aguas subterráneas contaminándolas.

2.1.4 Aire

En los tiraderos a cielo abierto, es evidente la contaminación atmosférica por la presencia de malos olores y la generación de humos, gases y partículas en suspensión, producto de la quema provocada o espontánea y el arrastre de los vientos. La quema en basurales y en incineradores sin sistemas de control representa un riesgo mayor de contaminación debido a la presencia de plásticos (que al ser quemados producen emisiones contaminantes altamente tóxicas), compuestos órganoclorados y otros productos químicos de significativa peligrosidad. Dentro de los contaminantes atmosféricos emitidos durante la quema o incineración de los RSU se pueden encontrar especies inorgánicas (berilio, cadmio, cromo hexavalente y níquel), hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH's), bifenilos policlorados (PCB's), dibenzodioxinas policloradas (PCDDs) y dibenzofuranos policlorados (PCDFs) (Eschenroeder & Stackelberg, 1999).

2.1.5 Impacto sobre el suelo

El crecimiento de las áreas urbanas incide directamente sobre el suelo, tanto por la pérdida de tierras productivas como por la contaminación del suelo por residuos sólidos urbanos, especiales y peligrosos. Se hace uso inapropiado del suelo y se vierten los residuos sólidos sobre depresiones naturales del terreno, muchas de ellas derivadas de la erosión.

2.2 Generación de RSU en México

Por su grado de riesgo, los residuos sólidos se clasifican en: residuos sólidos no peligrosos y en residuos sólidos peligrosos. Por su origen los residuos sólidos se clasifican en: residuos sólidos urbanos (RSU), residuos sólidos industriales y residuos sólidos hospitalarios. Estas clases de residuos pueden ser peligrosos o no.

Los RSU conocidos comúnmente como basura, están compuestos por residuos orgánicos, papel, cartón, madera y en general materiales no biodegradables e inorgánicos como: vidrio, plástico, metales y material inerte. Estos residuos provienen de las actividades que se desarrollan en el ámbito doméstico, sitios y servicios públicos, demoliciones, construcciones, establecimientos comerciales y de servicios, así como de residuos industriales que no se deriven de sus procesos.

En México, a mediados de la década de 1990, cerca del 90% de los RSU producidos eran dispuestos directamente en el suelo en diversas formas tales como: tiraderos a cielo abierto, basureros no controlados y en el menor de los casos en rellenos sanitarios (Israde et al., 2005). De acuerdo a las estadísticas oficiales en los últimos años se ha incrementado la utilización de los rellenos de tierra controlados y rellenos sanitarios. Para el año 2008, alrededor del 29% de los residuos sólidos municipales que se generaban a nivel nacional eran dispuestos en tiraderos a cielo abierto (Tabla 2-1); mientras que el porcentaje restante se manejaba en rellenos sanitarios o sitios controlados (INEGI, 2005). En términos generales, en México, el tipo de RSU más significativo, en cuanto a su generación, corresponde a residuos de comida, jardinería y materia orgánica con una generación de 22 millones de toneladas al año, es decir alrededor del 52% del total generado (Figura 2-1)

En la región de Mexicali y su valle, los problemas relacionados a la contaminación de agua, aire y suelo, se acrecientan principalmente por las actividades industriales, agrícolas y pecuarias, así como por otros factores, como el crecimiento urbano no planificado, el déficit de infraestructura urbana, la generación de residuos sólidos y la falta de sitios adecuados para el tratamiento y la disposición final de los mismos (SPABC, 2006).

Tabla 2-1 Generación, recolección y disposición final de RSU en México

Concepto	Cantidad en miles de Toneladas	
	Año 2007	Año 2008
Generación de residuos sólidos urbanos	36 865.0	37 595.0
Recolección	32 585.0	33 880.7
Disposición final*	35 662.8	36 248.2
Rellenos sanitarios	20 846.6	21 822.6
Rellenos de tierra controlados ⁻	3 844.9	3 545.6
Sitios no controlados ⁺	10 971.3	10 880.0

* Se refiere al depósito permanente de los residuos en sitios habilitados total o parcialmente para minimizar los impactos negativos a la salud humana y al ambiente
⁺ Se refiere a tiraderos a cielo abierto
⁻ Estos sitios carecen de las características de impermeabilidad para ser considerado un relleno sanitario de acuerdo a la NOM-083-SEMARNAT-2003.

Fuente: SEDESOL. Dirección General de Equipamiento e Infraestructura en Zonas Urbano-Marginadas, Abril 2009.

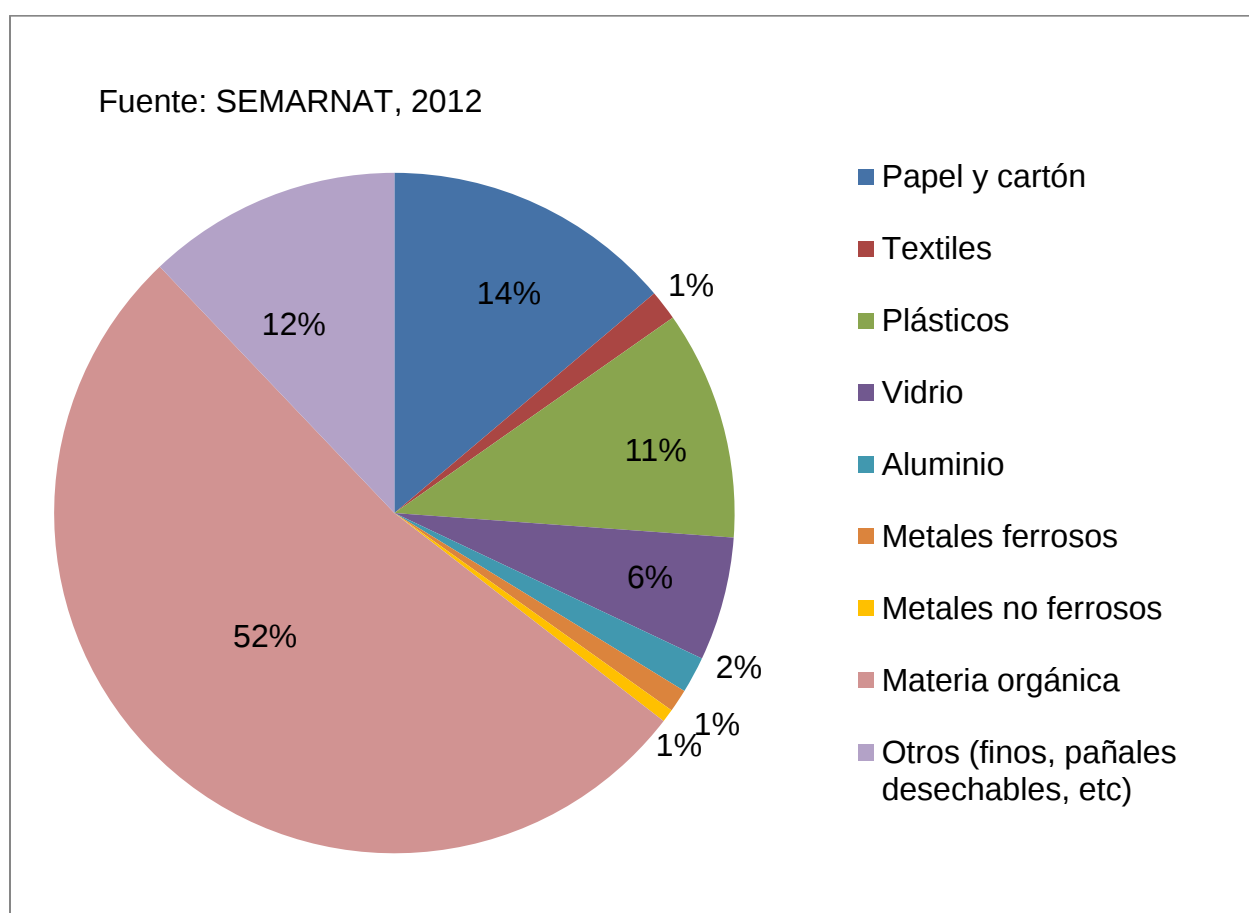


Figura 2-1 Generación de residuos sólidos en México

Con respecto a los residuos sólidos no peligrosos, en el Municipio de Mexicali, B. C. se generan aproximadamente 1 300 toneladas diarias. El sitio que se utilizó como basurero municipal de la Ciudad de Mexicali no cumplía con los criterios ecológicos establecidos para un relleno sanitario, pues sólo se efectuaba la cobertura con tierra de los residuos depositados de manera eventual. También existen sitios de disposición final de RSU no oficiales que operan a cielo abierto, los cuales por su magnitud se consideran problemáticos y en diversos puntos de la ciudad se han identificado otros 55 de menor magnitud. Aunado a lo anterior, en el sitio donde estuvo asentado el antiguo basurero municipal todavía no se han implementado las medidas para su restauración. En el Valle de Mexicali, la disposición de los RSU se realiza a cielo abierto (SPABC, 2006).

De acuerdo a datos oficiales, la generación de residuos sólidos para la zona fronteriza de México es de 0.87 kg por habitante por día (SEMARNAT, 2012). En la Ciudad de Mexicali, B.C. el residuo sólido municipal que más se genera corresponde a desechos de comida (40%) siguiendo los residuos de jardín (18%). A los metales les corresponde aproximadamente el 0.6% del total generado (Ojeda, 2004).

2.3 Contaminantes originados a partir de RSU

El largo número de casos de contaminación de agua subterránea por basureros (Arneth et al., 1989) y los altos costos de remediación indican que los lixiviados de un relleno de residuos constituyen una fuente importante de impacto ambiental. La descomposición o putrefacción natural de la basura produce un líquido maloliente de color negro, conocido como lixiviado o percolado, parecido a las aguas residuales domésticas, pero mucho más concentrado (Jaramillo, 2002). Esta mezcla líquida resultante da origen a que los constituyentes y contaminantes de un residuo se vuelvan móviles (USEPA, 1996).

Los lixiviados generados en los rellenos de residuos sólidos pueden caracterizarse como una solución acuosa conteniendo cuatro grupos de contaminantes (Christensen et al., 1994):

Materia Orgánica Disuelta. Está constituida por un grupo amplio de productos de degradación orgánica que abarca ácidos orgánicos semivolátiles y compuestos fúlvicos y húmicos (Chian & DeWalle, 1977). La materia orgánica generalmente se mide como

demanda química de oxígeno (DQO) o como carbono orgánico total (COT). En general existe poca información sobre la composición de materia orgánica en lixiviados.

Macrocomponentes Inorgánicos. Dentro de este grupo se incluye a las especies Ca, Mg, Na, K, NH_4^+ , Fe, Mn, Cl^- , SO_4^{2-} y HCO_3^- . La composición de algunos de estos constituyentes dependen de los procesos de estabilización en el relleno. Por ejemplo durante la fase metanogénica (formación de metano) los lixiviados, en general, poseen un pH alto y cationes como Ca, Mg, Fe y Mn debido a procesos como adsorción y la precipitación se ven favorecidos. Asimismo durante esta fase las concentraciones de sulfato son bajas debido a la reducción microbiana del SO_4^{2-} a S^{2-} . Otros macrocomponentes como Na, Cl^- y K prácticamente no presentan variación en su concentración entre las fases ácida y metanogénica. También es el caso del NH_4^+ , el cual se origina a partir de la descomposición de proteínas, en el que en general no se observa disminución de su concentración en lixiviados con el tiempo.

Metales Pesados. En este grupo generalmente se incluyen a los elementos cadmio, cromo, cobre, plomo, níquel y zinc. Los metales cobalto y mercurio así como el semimetal arsénico son raros en lixiviados. El contenido de metales pesados en lixiviados varia ampliamente de un basurero a otro debido a diversos factores como la edad, tipo de residuo, presencia de materia coloidal en los lixiviados e incluso el tipo de tratamiento y análisis empleados en su cuantificación.

Compuestos orgánicos xenobióticos (COX's). Son originados a partir de compuestos químicos usados en hogares o industrias y tiene la particularidad de encontrarse lixiviados en concentraciones menores a 1 mg/L. Este grupo incluye hidrocarburos aromáticos, fenoles e hidrocarburos halogenados, pesticidas entre otros. Dentro de los COX's encontrados con mayor frecuencia en lixiviados se encuentran benceno, tolueno, xileno, etilbenceno, tricloroetileno y tetracloroetileno. En general es de esperarse que el contenido de COX's en lixiviados disminuya con el tiempo debido a procesos de degradación, sin embargo hay pocos estudios al respecto.

Dependiendo de la tecnología empleada, un relleno de RSU podrá constituirse o no en una fuente significativa de contaminación ambiental (Pohland et al., 1993). Los RSU representan el tipo de residuos sólidos más complejo en contraposición a los más homogéneos que resultan de las actividades industriales y agrícolas (Wang & Nie, 2001). Los rellenos sanitarios proveen una gran variedad procesos, tanto microbianos como abióticos, para la producción de una extensiva gama de compuestos químicos. Aquellos con las características de solubilidad apropiadas se constituirán en los solutos de los lixiviados generados (Gintautas & Huyck, 1993).

Los contaminantes más comunes en lixiviados son los compuestos orgánicos y los metales pesados (Tchobanoglous et al. 1993). Experimentalmente, la vida de un basurero puede ser descrita por una serie de fases de degradación (Pohland et al., 1993). Es ampliamente conocido que los procesos térmicos involucrados en la incineración de los RSU tienen el potencial de emitir diversos tipos de contaminantes atmosféricos. Estas emisiones surgen a partir de compuestos (por ejemplo, metales pesados) presentes en los residuos o formando parte del proceso normal de combustión o de una combustión incompleta. Asimismo la ceniza generada a partir de la incineración de RSU es un residuo peligroso, debido fundamentalmente a su contenido de dioxinas y metales pesados, por lo que debe ser tratada y dispuesta como tal (Yongfeng Nie, 2008).

En la tablas 2-2 y 2-3 se presentan los rangos promedios encontrados para diferentes parámetros y solutos en lixiviados provenientes de basureros.

Tabla 2-2 Compuestos orgánicos xenobióticos en lixiviados de RSU

Compuesto	Rango de concentración (µg/L)
Benceno	1 – 1630
Tolueno	1 – 12300
Xilenos	4 – 3500
Etilbenceno	1 – 1280
1,1,1-Tricloroetano	0.1 – 3810
Tricloroetileno	0.7 – 750
Tetracloroetileno	0,1 – 250
Clorobenceno	0,1 – 110
Cloroformo	1 - 70
Fenol	1 – 1200
Acetona	6 – 4400
Fuente: Christensen et al., 2001	

Tabla 2-3 Composición de lixiviados de RSU

Parámetro	Rango (mg/L, excepto pH)
pH	4.5 – 9
Conductividad Específica (μScm^{-1})	2 500 – 35 000
Sólidos Totales	2000 – 60 000
Carbono Orgánico Total	30 – 29 000
Demanda Biológica de Oxígeno (BOD ₅)	20 – 57 000
Demanda Química de Oxígeno (COD)	140 – 152 000
BOD ₅ /COD	0.02 – 0.8
Nitrógeno Orgánico	14 – 2 500
Fósforo Total	0.1 – 23
Cloruros	150 – 4 500
Sulfatos	8 – 7 750
Bicarbonatos	610 – 7 320
Sodio	70 – 7700
Potasio	50 – 3 700
Amonio	50 – 2 200
Calcio	10 – 7 200
Magnesio	30 – 15 000
Hierro	3 – 5 500
Manganeso	0.03 – 1 400
Silicio	4 – 70
Arsénico	0.01 – 1
Cadmio	0.0001 – 0.4
Cromo	0.02 – 1.5
Cobalto	0.005 – 1.5
Cobre	0.005 – 10
Plomo	0.001 – 5
Mercurio	0.00005 – 0.16
Níquel	0.015 – 13
Zinc	0.03 – 1 000

Fuentes: Andreottola & Cannas, (1992); Chu et al., (1994); Robinson, (1995); Ehrig, (1983, 1988); Garland & Mosher, (1975); Johansen & Carlson (1976); Karstensen, (1989); Krug y Ham, (1997); Lu et al., (1985); Naturvardsverket, (1989), Owen y Manning, (1997); Robinson y Maris, (1979).

2.4 Sitios de disposición final de RSU en climas áridos y semiáridos

En el caso de rellenos sanitarios ubicados en regiones áridas y semiáridas tradicionalmente existe la tendencia a subestimar la generación de lixiviados debido principalmente a la escasez de precipitación (Al-Yaqout & Hamoda, 2003). A pesar de lo anterior, un buen número de investigaciones se han realizado con la finalidad de evaluar el impacto ambiental en sitios con este tipo de clima (Wichmann et al., 2006; Sadek et al., 2007; Fourie y Morris, 2004; Blight y Fourie, 2005; Abu-Rukah y Al-Kofahi, 2001). Dentro de los sistemas convencionales de impermeabilización de los rellenos sanitarios se incluye la utilización de capas de arcilla compactadas de baja permeabilidad. Sin embargo, estas capas de arcilla son vulnerables en climas donde las condiciones áridas y semiáridas prevalecen ya que su tendencia natural a desecarse y resquebrajarse dan como resultado una tasa de infiltración superior (Sadek et al., 2007; Fourie & Morris, 2004).

Por otro lado, la incineración es el método más común de pre-tratamiento de RSU en muchos países europeos resultando con ello una disminución del 90% del volumen ocupado por los residuos (Kirby y Rimstidt, 1993). La incineración representa una opción atractiva en regiones densamente pobladas en las cuales el espacio es un recurso invaluable. Aunque finalmente la lixiviación de los productos de incineración de RSU se convierte en el problema ambiental más importante relacionado con este tipo de tratamiento (Hjelmar, 1996). En estas regiones con clima árido o semiárido la elevada evaporación puede originar un incremento sustancial en el contenido de solutos en el agua subterránea especialmente en acuíferos someros (Al-Harbi et al., 2008; Abu-Jaber y Ismail, 2003; Levy et al., 1999). El incremento significativo en la concentración de constituyentes menores y traza así como la salinidad en acuíferos someros están en relación con la marcada evaporación bajo condiciones climáticas semiáridas (Nicolli et al., 2010).

2.5 Transporte de contaminantes

Las aguas naturales adquieren sus características químicas por disolución o mediante reacciones químicas con sólidos, líquidos y gases con los cuales interactúa durante las diferentes etapas del ciclo hidrológico. Los sólidos disueltos en las aguas tienen su origen en

en los materiales de la corteza terrestre, el agua desintegra y disuelve las rocas minerales por intemperismo. Gases y sustancias volátiles participan en este tipo de procesos (Stumm & Morgan, 1996). Por ejemplo, el dióxido de carbono atmosférico provee en su interacción con agua un ácido que reacciona con las bases de las rocas disolviendo diferentes tipos de minerales (e.g., calcita).

2.5.1 Transporte en suelo y subsuelo

La contaminación difusa de los suelos está generalmente asociada con la deposición atmosférica provocada por diversos contaminantes que tienen su origen en una amplia variedad de actividades industriales, prácticas de cultivo así como la inadecuada disposición de residuos y aguas residuales (Fabietti et al., 2009). Dentro de los contaminantes más comunes de este tipo de contaminación se encuentran los compuestos orgánicos persistentes y los metales pesados (Tremolada et al., 2008). Los compuestos orgánicos persistentes, dentro de los cuales se incluyen dibenzodioxinas y dibenzofuranos policlorados, bifenilos policlorados e hidrocarburos poliaromáticos, pueden ser transportados en la atmósfera sobre distancias cortas o largas tanto en forma gaseosa como particulada siendo la deposición atmosférica una de las principales entradas de estos compuestos al suelo (Cousins et al., 1999). En las décadas pasadas el contenido natural de metales pesados en suelos ha sido excedido por las actividades antropogénicas tales como: industria, tráfico, disposición de residuos y prácticas agrícolas (Weber & Karczewska, 2004). Respecto a las actividades agrícolas, el uso de fertilizantes fosfatados ha sido relacionado con la contaminación del suelo. También ciertos fungicidas conteniendo cobre y zinc pueden incrementar la disponibilidad de estos elementos en los horizontes superiores de los suelos (López-Mosquera et al., 2005). Después de ser depositados en la superficie del suelo, el uso que se le dé a éste, se convierte en un factor importante que determina en gran medida la distribución vertical y horizontal de los contaminantes (Fabietti et al., 2009).

El transporte de solutos en el subsuelo se debe a procesos de difusión molecular, convección (o advección) y dispersión hidrodinámica. El transporte debido a la difusión molecular se lleva a cabo con independencia de la convección. Dispersión hidrodinámica, sin

embargo, se atribuye principalmente a la convección y por lo tanto es extremadamente dependiente de ésta (Luckner & Schestakov, 1991).

2.5.2 Especiación (fraccionamiento) de solutos en suelos

Metales pesados. La acumulación de metales pesados en los suelos ha sido reconocida como un peligroso contaminante para el medio ambiente. Las principales fuentes de esta contaminación son las actividades mineras, lixiviados de rellenos sanitarios, las aplicaciones de fertilizantes y plaguicidas, y eliminación de aguas residuales (Forstner, 1995). Numerosos investigadores sugieren el uso de HCl 4 M para la extracción del contenido total de metales pesados en varias matrices de suelos (Chuan et al., 1995; Richards et al., 1998). La concentración total de metales pesados es un importante indicador de los riesgos de contaminación. Sin embargo, los metales asociados con las diferentes fracciones de un suelo tienen diferentes impactos sobre el medio ambiente (Tam & Wong, 1996). Varios métodos químicos y de fraccionamiento han sido y siguen siendo desarrollados y aplicados para el análisis de metales en suelos y sedimentos (Tack & Verloo, 1995). El uso de los procedimientos de extracción secuencial proporciona información significativa sobre la biodisponibilidad de metales tóxicos a los organismos vivos ya que estos métodos permiten el fraccionamiento de estos elementos en sus diferentes formas y asociaciones en el suelo (Tessier et al., 1979).

2.5.3 Transporte en agua subterránea

Para entender las variaciones temporales y espaciales en relación con la calidad de un agua subterránea, es importante tener una percepción de su dirección de flujo así como del tiempo que tarda en desplazarse desde el sitio de infiltración al punto de muestreo. A lo largo de su trayectoria, compuestos químicos serán sorbidos retardando su transporte respecto a la velocidad del agua. Además, procesos físicos como difusión y dispersión provocan mezclado y cambios en su concentración (Appelo & Postma, 2005). Durante las primeras investigaciones, el transporte de solutos en agua subterránea solo fue considerado en limitadas ocasiones siendo la intrusión marina el problema abordado con mayor frecuencia. En los métodos de análisis generalmente aplicados se consideraban cálculos de tipo

advectivo despreciando procesos tales como adsorción y cinética de reacción (Zheng y Bennet, 2002).

2.5.4 Advección

Las ecuaciones correspondientes al transporte advectivo consideran el movimiento de solutos con la misma velocidad promedio de infiltración del agua en el subsuelo. En la mayoría de las situaciones prácticas, los cálculos basados solo en este tipo de modelo proporcionan un estimado satisfactorio del movimiento de solutos ya que posee la mayor influencia en el transporte de solutos (Zheng y Bennet, 2002).

2.5.5 Difusión

Un soluto disuelto en agua se moverá de un área de mayor concentración hacia una de menor concentración. Este proceso es conocido como difusión molecular o simplemente difusión. La difusión se producirá siempre y cuando exista un gradiente de concentración, incluso si el líquido no se mueve (Fetter, 2008). El vector de difusión es generalmente mucho más pequeño que el vector de advección en aguas subterráneas. Con el aumento de la velocidad del flujo la difusión puede ser ignorada. En sedimentos, donde la advección es muy pequeña, la difusión puede convertirse en el factor más importante de control del transporte de solutos (Merkel et al., 2008). La difusión es el mecanismo de transporte predominante solo en regímenes hidrogeológicos de baja permeabilidad (Fetter, 2008).

2.5.6 Dispersión

El tercer término en la ecuación de transporte de solutos es la dispersión. La dispersión describe el movimiento de solutos que resulta de la geometría y estructura del medio poroso. El efecto de la dispersión es mayor a velocidades de flujo altas. En consecuencia, la descripción matemática de la distribución de especies en el transporte de solutos es una superposición de advección, dispersión y difusión. Por ejemplo, las aguas subterráneas que fluyen a través de una capa de arena se ven obligadas a desplazarse alrededor de los granos de sedimento. El resultado de la propagación del frente de concentración se conoce

como dispersión. Hay dos tipos de dispersión; la diferencia significativa en el tiempo de viaje a lo largo de líneas de flujo alrededor de los granos causa dispersión longitudinal (D_L), mientras que la dispersión transversal (D_T) se debe a sobrepasos en líneas de flujo adyacentes por difusión (Appelo & Postma, 2005).

2.5.7 Retardación

Todo fenómeno que causa que los solutos no se distribuyan con la velocidad del agua en suelo o en aguas subterráneas se denomina retardación. Este fenómeno es posible sin que sea necesario un decremento de masa. Frecuentemente se piensa en la retardación en combinación con degradación.

2.5.8 Procesos relacionados con el transporte de solutos en el subsuelo

El subsuelo como sistema está constituido por las fases gaseosa (aire atmosférico), líquida (agua) y sólida (minerales). En cada una de estas fases los solutos están sujetos a diversos procesos de conversión. La formulación matemática de estos procesos se basa en los principios de la termodinámica (Luckner y Schestakov, 1991).

El proceso fisicoquímico más importante que afecta el comportamiento de los metales es la adsorción de la fase líquida a la fase sólida (Li et al, 2006). La adsorción de metales por los suelos está fuertemente influenciada por varios factores. Por ejemplo, algunos estudios han demostrado que la adsorción de metales por los suelos tiende a aumentar con el aumento de pH (Gerriste & van Driel, 1984; Naidu et al., 1994), materia orgánica (Gerriste y van Driel, 1984), capacidad de intercambio catiónico (Buchter et al., 1989), y el contenido de óxidos de hierro (Elliott et al. 1985) y manganeso (Stahl y James, 1991). Según Jessberger et al. (1997), las pruebas de equilibrio por lotes (Batch Equilibrium Test, BET) proporcionan un método rápido de estimación de la capacidad máxima de retención de contaminantes del suelo. Estas pruebas también se realizan para determinar el coeficiente de partición/distribución (K_d), el cual se usa como una medida del grado de retención de los contaminantes por los sólidos del suelo.

La adsorción, por lo general, está relacionada con la unión específica de metales pesados a superficies con cargas variables de óxidos y materia orgánica. Estos sólidos con carga variable adsorben iones de una solución sin liberar de su superficie otros iones en proporción equivalente. La carga de la superficie puede ser positiva o negativa dependiendo del pH y la composición de la solución. Los sólidos adsorbentes son importantes en la regulación de la movilidad de los metales pesados de carga positiva, tales como Pb^{+2} y Cd^{+2} , y de oxianiones como HAsO_4^{-2} y H_2PO_4^- (Appelo y Postma, 2005).

La superficie de las arcillas, materia orgánica y los óxidos de hierro en el sedimento adsorberán o liberarán metales pesados debido a los cambios de pH y potencial redox. Cantidades significativas de metales pesados están así mismo asociadas con carbonatos en sedimentos. Las partículas de óxido de hierro y manganeso son sustratos muy importantes en la adsorción de metales traza disueltos (Elder, 1988).

Los procesos redox son reacciones que implican la transferencia de electrones de un reactivo a otro son una categoría importante de transformación de los materiales en el medio ambiente. La oxidación, pérdida de electrones, existe en conjunción con la reducción, ganancia de electrones. Los cambios resultantes en los estados de oxidación generan productos que son radicalmente diferentes de los reactivos en solubilidad, toxicidad, reactividad y movilidad. Además, los cambios en los estados de oxidación de elementos naturales pueden causar la disolución de minerales sólidos o la precipitación de nuevas fases minerales. Estos cambios de fase alteran las propiedades de sorción de los acuíferos y por lo tanto la movilidad de los contaminantes y otros constituyentes de las aguas subterráneas (Forstner y Carstens, 1989).

Las reacciones redox desempeñan una función importante en muchas de las reacciones que se producen en las aguas naturales (Soeyink y Jenkins, 1996). Los ciclos geoquímicos de los elementos están parcialmente controlados por reacciones de óxido-reducción, bien óxicos, como es el caso de la disolución de sulfuros metálicos, o bien anóxicos como la reducción de óxidos de hierro (Rodríguez y Marín, 1999). Cuando un cuerpo de agua es oxidante o reductor, determinará las formas químicas en las que se encuentren los metales traza. Para algunos elementos químicos un cambio en el estado de oxidación puede resultar

en una precipitación o disolución completa del elemento y su transferencia desde el agua hacia los sedimentos o viceversa (Howard, 1998). Por lo tanto el entendimiento de las reacciones redox es esencial para evaluar el transporte, destino y peligro potencial de muchas especies químicas. En los acuíferos cercanos a la superficie usualmente prevalecen las condiciones oxidadas, por lo que bajos potenciales redox pueden indicar contaminación antropogénica (Merkel et al., 2008).

Formación de nuevos minerales. Por ejemplo, el ion calcio, en presencia de sulfatos o carbonatos, puede ser precipitado como yeso o calcita respectivamente. Así también la barita (sulfato de bario) limita la disolución de iones Ba^{+2} en agua. Un agua conteniendo sulfatos en disolución al mezclarse con otra que posea $BaCl_2$, hará que el bario tienda a precipitar como barita disminuyendo la cantidad de bario disuelto.

Co-precipitación. En este caso la precipitación de una especie química provoca la precipitación de otra. Por ejemplo, el elemento radio es co-precipitado con hidróxidos de hierro o sulfato de bario. Dentro de las muchas especies que presentan este proceso, además del radio, se encuentran arsénico, berilio, talio y molibdeno.

2.5.9 Ecuación general para transporte bajo condiciones ideales

En un acuífero, el transporte que incluye reacciones químicas simples puede ser descrito por la siguiente ecuación en una dimensión:

$$\partial C_i / \partial t = D_l \partial^2 C_i / \partial z^2 + D_t \partial^2 C_i / \partial z^2 + D \partial^2 C_i / \partial z^2 - v \partial C_i / \partial z + C_s \quad (1)$$

donde:

C_i = concentración de la especie i disuelta en agua [mol/L]

t = tiempo [s]

D_l = coeficiente de dispersión longitudinal [m^2/s]

D_t = coeficiente de dispersión transversal [m^2/s]

D = coeficiente de difusión [m^2/s]

z = coordenada espacial [m]

v = velocidad del flujo [m/s]

C_s = concentración del soluto en la fuente [mol/L]

Los dos primeros términos de la ecuación describen el proceso de dispersión, el tercero el de difusión, el cuarto la advección y el último se refiere a la concentración del soluto en la fuente. La ecuación (2) describe adecuadamente el transporte de especies que no reaccionan con las fases líquida, sólida y gaseosa. Las especies químicas correspondientes reciben el nombre de trazadores ideales. Ejemplos de ellos son el tritio así como los iones Cl^- y Br^- .

2.5.10 Ecuación general para transporte en condiciones reales

A diferencia de los trazadores, casi todas las especies en el agua de alguna u otra forma reaccionan con otras especies o fases.

Estas reacciones se pueden subdividir en los siguientes grupos:

- Reacciones entre la fase acuosa y gaseosa
- Disolución y precipitación
- Aniones y cationes de cambio
- Formación de coloides
- Adsorción de los coloides
- Reacciones homogéneas dentro de la fase acuosa

Tanto para la zona saturada como para la zona vadosa, la ecuación general de transporte de masa puede ser expresada de la siguiente manera, incluyendo procesos de intercambio con el sedimento así como las interacciones con las fases gaseosa y líquida (Merkel et al., 2008).

$$(1/\partial t) \partial [C_i + (S_i d/n + G_i/n)] = D_i \partial^2 C_i / \partial z^2 + D \partial^2 C_i / \partial z^2 - v C_i / \partial z \quad (2)$$

donde:

v = velocidad de flujo [m/s]

C_i = concentración de la especie i disuelta en agua [mol/L]

t = tiempo [s]

D_l = coeficiente de dispersión longitudinal [m^2/s]

G_i = concentración de la especie i en la fase gaseosa [mol/L]

D = coeficiente de difusión [m^2/s]

z = coordenada espacial [m]

S_i = concentración de la especie i en la fase gaseosa [mol/L]

n = porosidad

d = densidad [g/L]

2.6 Modelación geoquímica

La distribución de las especies químicas en aguas y sedimentos está fuertemente influenciada por la interacción de ciclos de mezclado así como por ciclos biológicos (Buffle y DeVitre, 1994). Para hacer frente a la complejidad de los ecosistemas acuáticos es de gran utilidad emplear modelos simplificados y viables para ilustrar los principales factores que controlan la composición química de las aguas naturales. El equilibrio químico es considerado el modelo más útil para identificar las variables clave que determinan las interacciones agua-mineral y agua-atmosfera. Discrepancias entre la composición de equilibrio previsto y los datos del sistema real proporcionan información valiosa sobre los casos en que las reacciones químicas importantes no han sido identificadas, en los que prevalecen las condiciones de no equilibrio, o cuando los datos analíticos para el sistema no son suficientemente precisos o específicos (Stumm y Morgan, 1996). Algunos elementos existen en los sistemas acuáticos solo a muy bajas concentraciones ($\mu g/L$) a pesar de encontrarse contenidos en minerales solubles. Este fenómeno no siempre es causado por la escasa presencia del elemento en el mineral respectivo sino que puede deberse a otros factores limitantes como son la formación de nuevos minerales, co-precipitación, soluciones incongruentes y la formación de soluciones solidas entre minerales (Merkel et al. 2008).

2.6.1 Programas para modelación hidrogeoquímica

La primera generación de programas computacionales para modelación geoquímica apareció a comienzos de la década de 1970. Desde entonces los modelos más

frecuentemente utilizados son MINTEQA2 (Allison et al., 1991), WATEQF4 (Ball y Nordstrom, 1991), PHREEQC (PHREEQE) (Parkhurst y Appelo, 2000; Parkhurst, 1995; Parkhurst et al., 1980) y EQ 3/6 (Wolery, 1992). El método más comúnmente utilizado por los códigos de modelización geoquímica para describir las interacciones agua-gas-roca en los sistemas acuáticos es la teoría de asociación de iones (ion-asociación). Esta teoría se basa en el cálculo de los coeficientes de actividad a partir del conocimiento de la fuerza iónica de una solución en base a los análisis químicos realizados a dicha solución. Para este fin pueden emplearse diferentes ecuaciones dependiendo del valor obtenido para la fuerza iónica, e.g. Debye y Huckel, 1926; Debye–Huckel extendida; Güntelberg, 1926; Davies, 1962 y Huckel, 1925.

2.6.2 Programa PHREEQC

PHREEQC es un programa computacional escrito en lenguaje C diseñado para la realización de una amplia variedad de cálculos geoquímicos de especies acuosas a bajas temperaturas (Parkhurst y Appelo, 2000). Sus capacidades incluyen la especiación química de solutos así como cálculo de sus correspondientes índices de saturación de especies químicas, cálculos de transporte en una dimensión involucrando tanto reacciones reversibles (con los siguientes tipos de equilibrio: acuoso, mineral, gas, complejación e intercambio iónico) como irreversibles (transferencia de moles de reactantes, mezcla de soluciones, reacciones cinéticamente controladas, cambios de temperatura). Para la especiación acuosa, PHREEQC utiliza los datos de composición química de la solución de interés y a partir de ellos calcula la distribución de especies acuosas y los índices de saturación de las fases correspondientes.

2.6.3 Índice de saturación de minerales

El cálculo del índice de saturación de un mineral (SI) es un método conveniente para representar la condición de equilibrio de una solución con respecto a dicho mineral. Se expresa mediante la siguiente ecuación (Deutsch, 1997):

$$SI = \log_{10} (IAP/K_{\text{mineral}}) \quad (3)$$

donde:

IAP = Producto de la actividad iónica del mineral

K_{mineral} = Constante de solubilidad del mineral

La interpretación de los tres rangos de valores es la siguiente:

$SI = 0$; en este caso el mineral se encuentra en equilibrio con la solución

$SI < 0$; el mineral se encuentra insaturado y no precipitará (permanecerá disuelto)

$SI > 0$; el mineral se encuentra sobresaturado y precipitará

2.6.4 Modelación del transporte de solutos en el subsuelo

Huyakorn et al., 1993, sugieren una serie de consideraciones a seguir para llevar a cabo una aproximación adecuada para la modelación del transporte de solutos en agua subterránea. El primer paso en todo proceso de modelación es estimar las características de las zonas saturada y no saturada para las cuales se proyecta la simulación: medio (poroso contra fracturado), sistema de flujo (acuífero confinado o no confinado), condiciones de flujo (saturado, variable, trasiente, estable) y procesos de transporte (en el caso de metales se incluyen la advección, dispersión, adsorción, disolución/precipitación y reacciones químicas).

Otro aspecto importante es delimitar el escenario que se desea modelar. En el caso de los sitios de disposición final de RSU el escenario más común de contaminación de agua subterránea se esquematiza en la figura 2-2. Los lixiviados emanan desde la fuente (restos de residuos) y se desplazan a través de la zona no saturada hasta alcanzar el nivel freático. Una vez alcanzada el agua subterránea los contaminantes se mueven en conjunción con el flujo de ésta. La migración de contaminantes es controlada por procesos de advección y dispersión hidrodinámica.

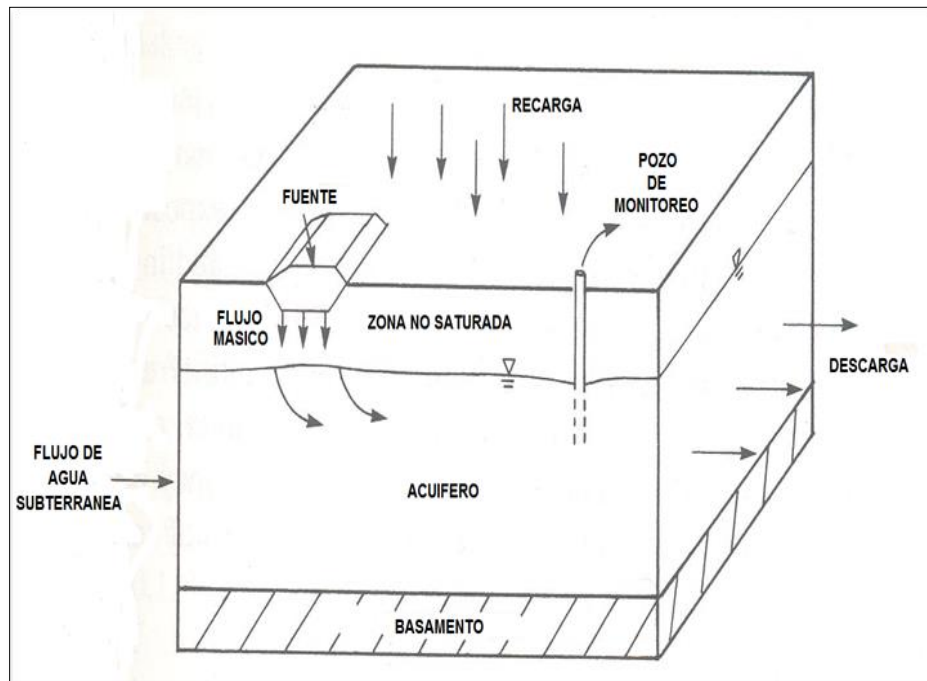


Figura 2-2 Diagrama esquemático de un escenario de contaminación de agua subterránea (Modificada de: Huyakorn et al., 1993)

Finalmente se debe elegir entre las diferentes alternativas de modelación dependiendo de los objetivos que se deseen. Estas alternativas pueden consistir en: a) El análisis de la trayectoria que recorre el contaminante y el tiempo que toma el desplazarse desde la fuente a un lugar específico, b) Delimitar la pluma de contaminantes y evaluar su tasa de migración, c) Predecir la distribución espacial de la concentración de los contaminantes disueltos en la pluma y su avance contra el tiempo para ciertos lugares específicos y d) Proveer información para subsecuentes estudios de evaluación de exposición y riesgo.

2.7 Medio físico

2.7.1 Área de estudio

El basurero se localiza en el Valle de Mexicali, B. C. en el noroeste de México, tiene la característica de estar enclavado dentro del corredor ripario y a una distancia aproximada de 1 km del Río Colorado (Vado Carranza). Las coordenadas geográficas centrales del basurero Vado Carranza (VC) son: 32° 12' 12.9" Latitud Norte y 115° 09' 19.3" Longitud Oeste (figura

2-3). El sitio 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 basurero es 13 hectáreas. Y en él se disponían alrededor de 30 toneladas de RSU dentro de los que destacan las fracciones de plásticos, residuos orgánicos y metal ferroso. En el sitio se lleva a cabo la separación y reciclaje solamente de metales ferrosos y aluminio mientras que el resto de los residuos es quemado a cielo abierto.

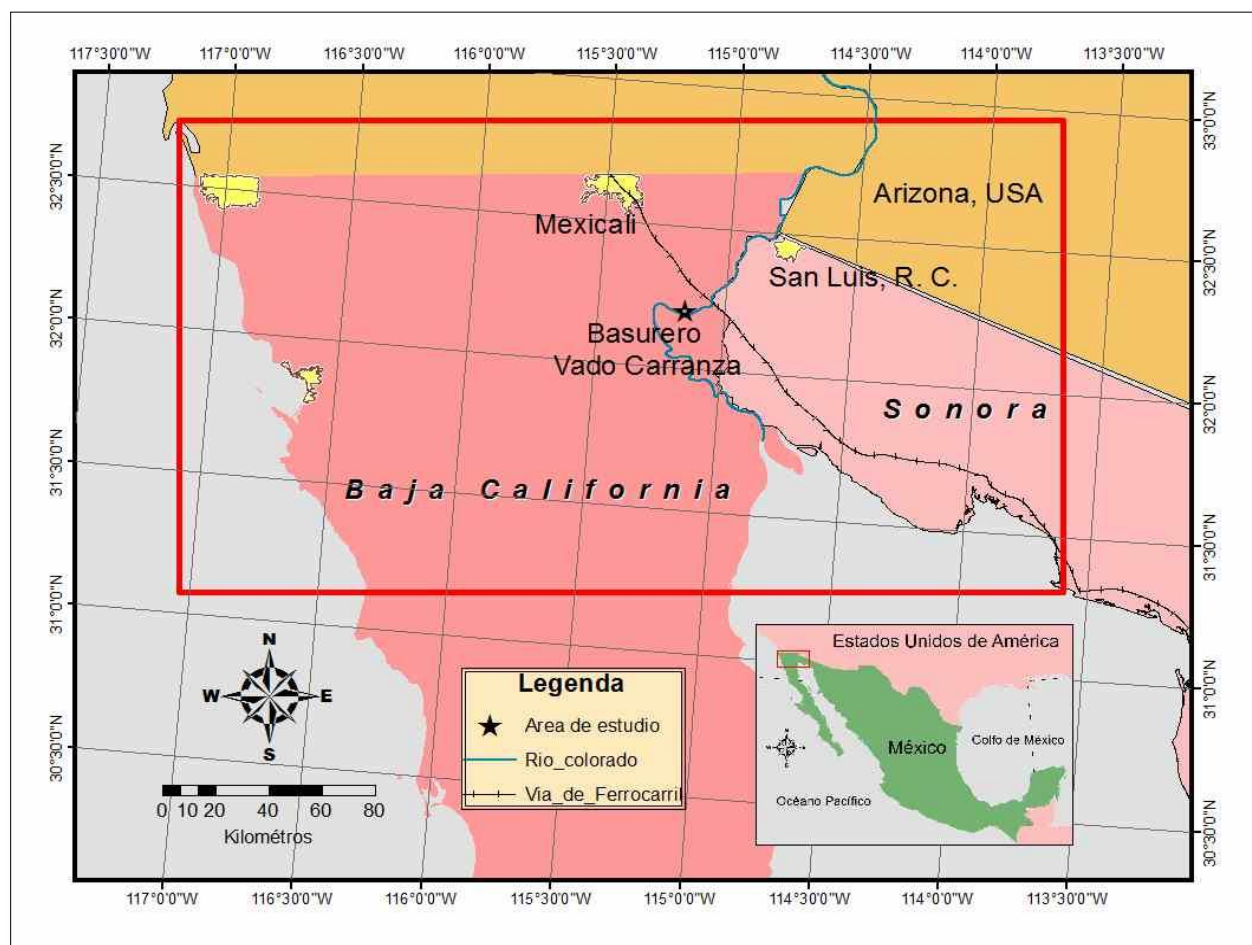


Figura 2-3 Ubicación de la zona de estudio

2.7.2 Clima

El Valle de Mexicali y casi toda la parte sur del delta del Río Colorado presenta clima muy seco cálido con lluvias en invierno. La precipitación media anual es 60 mm (Reyes et al, 2008) siendo el mes más lluvioso enero con un valor medio de 9.3 mm y el mes con menor precipitación es mayo con una media de 0.15 mm (INEGI, 2001). La temperatura media anual es de 22.5 °C siendo el mes más cálido julio con un valor medio de 32.7 °C y el más frío es enero, con un valor medio de 13 °C (INEGI, 2001). Aunque la temperatura máxima en verano supera con facilidad los 40 °C.

2.7.3 Fisiografía

El Valle de Mexicali es un ambiente deltaico. En la línea divisoria internacional con los Estados Unidos de América, 10 km al oeste de Mexicali, la altura es de 2 m bajo el nivel del mar y en el extremo noroeste del valle, en la entrada al mismo Río Colorado (RC) se alcanza una altura de 43 m sobre el nivel del mar (Ramírez-Hernández, 2006).

2.7.4 Suelo

Los suelos del Valle de Mexicali son de origen aluvial, los cuales fueron formados por sedimentos arrastrados por el Río Colorado (RC) (Ramírez-Hernández, 2006). El tipo de suelo predominante en la zona de estudio es el xerosol. Este tipo de suelo se tiene en tres subunidades: háplicos, lúvicos y cálcicos. Los xerosoles háplicos presentan las características diagnósticas de este tipo de suelos: moderada capacidad de intercambio catiónico, pH entre 6.6 y 8, color pardo claro a pardo pálido y textura de media a gruesa, en tanto que los xerosoles lúvicos tienen como característica fundamental tener un horizonte de acumulación de arcilla que favorece la retención de humedad y los xerosoles cálcicos que contienen acumulación de carbonato de calcio en el subsuelo (INEGI, 2001).

2.7.5 Hidrología

En el Valle de Mexicali, las principales corrientes son: el Río Colorado, el Río Hardy y el Río Nuevo. El caudal del Río Colorado se ha visto controlado para la utilización del agua en

actividades agrícolas, industriales y urbanas en el mismo delta y aguas arriba (Glenn et al., 1998). El volumen de agua de recarga del acuífero del Valle de Mexicali fue calculado en 700 hm³/año (Ariel, 1970). Esta recarga se estima de la infiltración vertical ocasionada por la pérdida de agua de los canales de riego y por el retorno de riego. La calidad del agua del acuífero del Valle de Mexicali se ha venido degradando paulatinamente desde el inicio de su explotación por dos razones fundamentales. Primero al cambiar el régimen de recarga del acuífero, en el cual el Río Colorado deja de ser el principal aportador y la infiltración vertical descendente se convierte en el proceso de recarga más importante. El agua infiltrada de las parcelas y drenajes agrícolas sufre un proceso muy intenso de evaporación y, por tanto, de mineralización antes de infiltrarse al acuífero. Segundo, los volúmenes actuales de extracción de agua hacen necesario que el agua de infiltración migre rápidamente hacia capas más profundas y sea bombeado de nuevo a la superficie para su uso en la agricultura. Entre los años 1999 y 2002, se reportan valores promedios, para el agua del acuífero, de 1 307 mg/L de sólidos disueltos (Ramírez-Hernández, 2006).

Por las características geológicas de ambiente deltaico, la principal explotación de los suelos del Valle de Mexicali ha sido la agricultura, de modo que el riego de las tierras de cultivo se ha venido llevando a cabo mediante el aprovechamiento de las únicas fuentes de agua disponibles, las aguas del Río Colorado y las del acuífero de la región. Con estas aguas se abastecen, a través de una amplia red de canales, 207 935 hectáreas de tierras agrícolas del Distrito de Riego 014 (Ramírez-Hernández, 2006). A partir de 1956 se empezó a hacer uso de fertilizantes en el Valle de Mexicali. Para 1990, toda la superficie agrícola estaba fertilizada y en el periodo de 1982-1985 tan solo en el cultivo algodonero se aplicó un volumen total de 1 607 287 litros de insecticidas (Roman-Calleros, 1990).

Valdez-Carrillo et al., (2010), en una investigación sobre el impacto de lixiviados en el basurero Vado Carranza mostró que la dirección de flujo del agua subterránea está orientada en la dirección sureste-noroeste (Figura 2-4). La profundidad promedio del agua subterránea es 3 m a partir de la superficie, aunque en algunos periodos del año la profundidad del agua puede ser más somero alcanzando apenas 1.6 m como lo revelan las mediciones de nivel estático de algunos de los pozos instalados. El agua subterránea se caracteriza por poseer un alto contenido de sólidos disueltos que varía entre 1 000 y 2 200 ppm. En contraste, agua

superficial empleada en el riego agrícola presenta un contenido promedio de sólidos disueltos de 760 ppm.

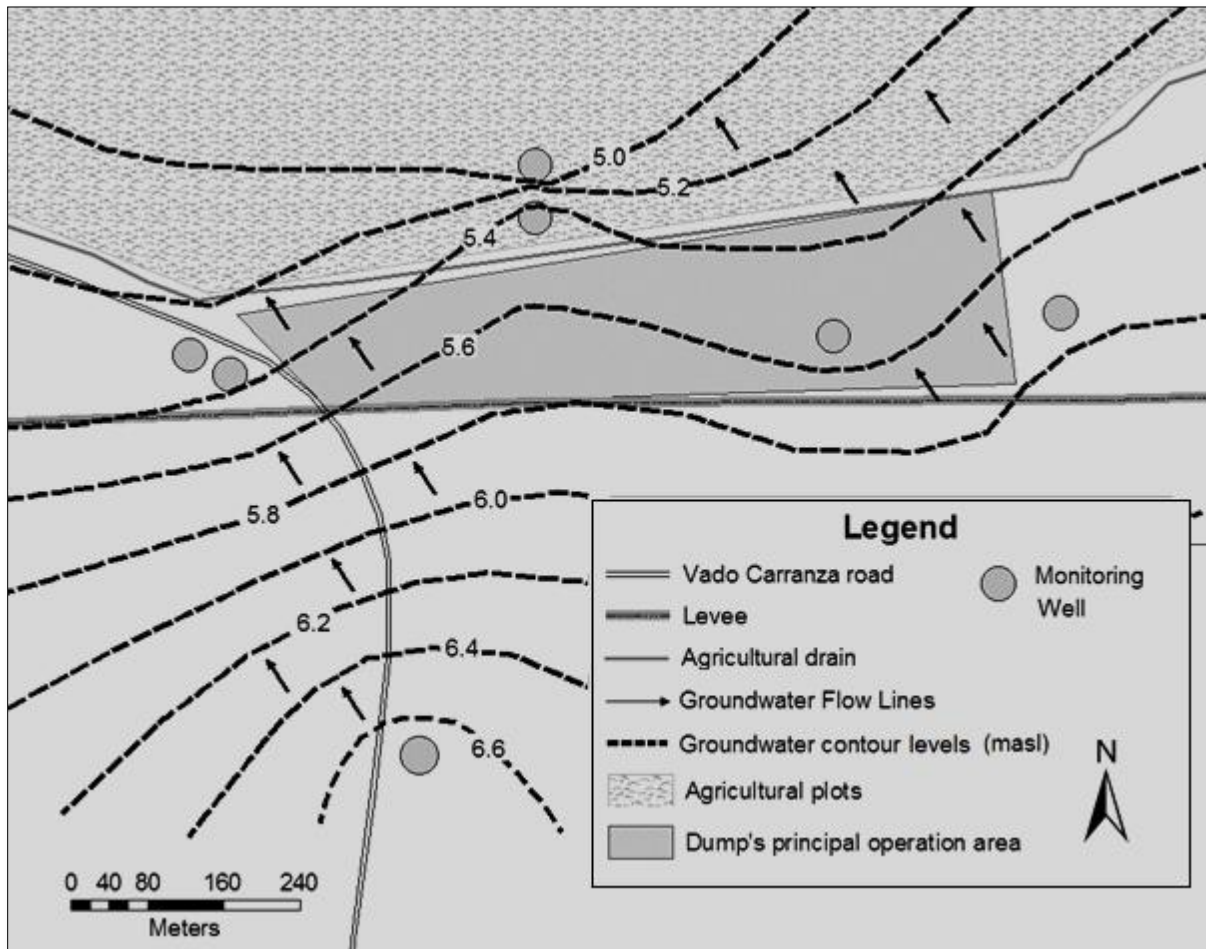


Figura 2-4 Dirección de flujo del agua subterránea en el sitio de estudio (modificada de Valdez-Carrillo et al., 2010)

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Instalación del sistema de control

Para esta investigación se utilizaron seis piezómetros previamente instalados en estudios anteriores. Dicha red de monitoreo se incrementó con la adición de 02 pozos de monitoreo (NP7 y NP8) los cuales fueron ubicados lo más cerca posible de la zona del basurero donde los estudios referidos identificaron como la de mayor impacto por las actividades de quema de los residuos (Figura 3-1). Los nuevos pozos fueron instalados a principios del mes de noviembre de 2010 contando con la colaboración del grupo de estudiantes de posgrado de la asignatura de análisis del medio físico del Instituto de Ingeniería, UABC. La construcción de los piezómetros se realizó empleando tubería PVC de 5 cm de diámetro y 6 m de largo. Los tubos fueron perforados en su mitad inferior para permitir el paso del agua subterránea. Finalmente a cada tubo se le introdujo uno de menor diámetro (3.81 cm) de tubería ABS igualmente perforado pero forrado con tela pellón para evitar la entrada de partículas sólidas finas del subsuelo hacia su interior.

La ubicación de los nuevos pozos, en sitios donde se encontraron mayores anomalías, se vio limitada debido a la alta probabilidad de que fueran destruidos por los trabajadores encargados del acopio de residuos ferrosos y aluminio. A pesar del inconveniente anterior, el pozo NP8 pudo ser instalado en la zona donde los resultados derivados de perfiles eléctricos previamente realizados revelaban como la más conductora. En la tabla 3-1 se señalan las coordenadas donde se ubican cada uno de los pozos de monitoreo de agua subterránea. Cabe resaltar que durante los estudios de Valdez-Carrillo (2010) y Gómez-Puentes (2010), el agua subterránea procedente de los pozos de monitoreo ubicados al norte del basurero (NP1 y NP2) se caracterizaron por poseer el mayor contenido de sólidos disueltos y que por su ubicación y contenido significativo de algunos solutos (Cu , SO_4^{-2} y NO_3^-) se evidenció la influencia que ejercen tanto el basurero como la actividad agrícola de las parcelas de cultivo de la zona.

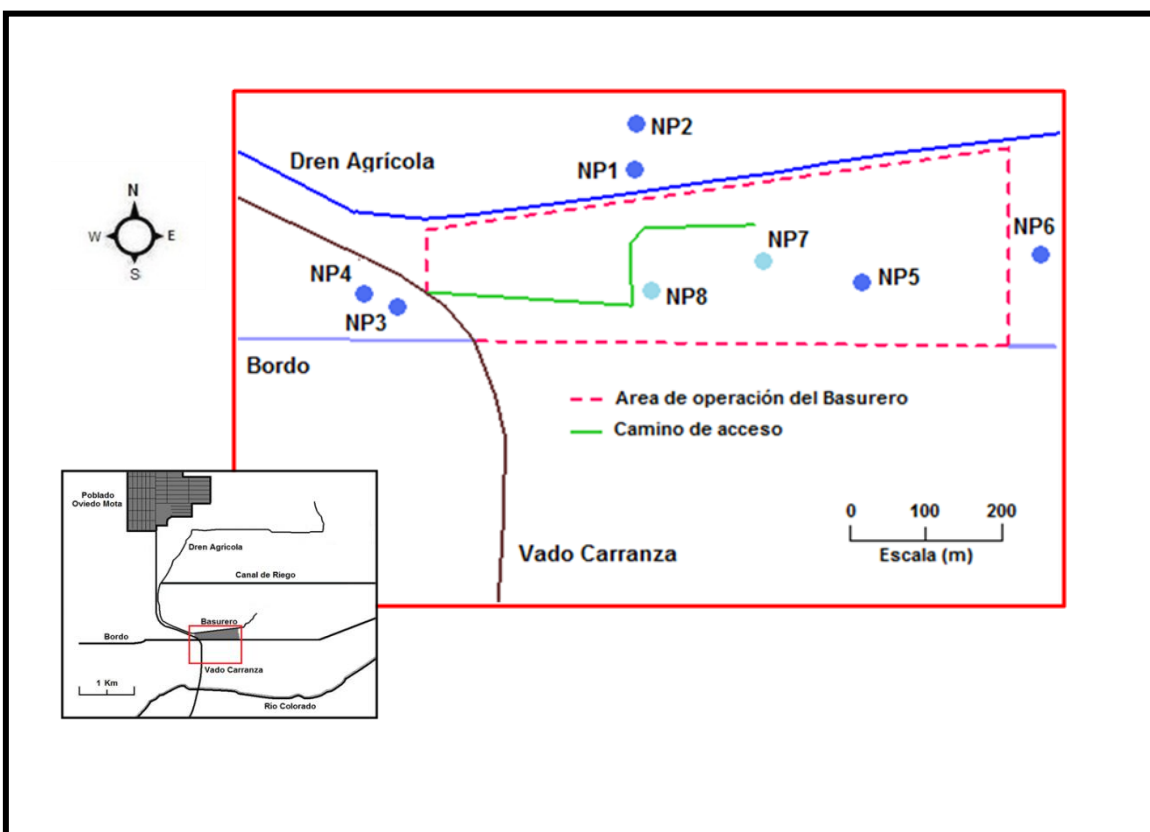


Figura 3-1 Distribución de los pozos de monitoreo de agua subterránea (NP1-NP8) en el basurero Vado Carranza

Tabla 3-1 Ubicación de los pozos de monitoreo de agua subterránea en la zona de estudio

Pozo de monitoreo	Coordenadas UTM	
	X	y
NP1	673 715	3 564 638
NP2	673 715	3 564 692
NP3	673 392	3 564 474
NP4	673 351	3 564 492
NP5	674 029	3 564 510
NP6	674 266	3 564 535
NP7	673 852	3 564 518
NP8	673 729	3 564 478

3.2 Perfiles eléctricos

La prospección geofísica utiliza un conjunto de métodos físicos y matemáticos, aplicados a la búsqueda y localización de unidades geológicas a profundidad, basadas en el contraste de algunas de sus propiedades físicas por medio de observaciones realizadas a partir de la superficie del suelo (Auge, 2008). Los estudios de resistividad terrestre han sido utilizados por años en la detección de agua subterránea (Cartwright y Comas, 1968; Klefstad et al., 1975; Rogers y Kean, 1980). En general, la resistividad eléctrica de las rocas varía en un rango que va de 1 a $10^7 \Omega \cdot m$, mientras que el agua salada posee una resistividad por debajo de $1 \Omega \cdot m$ (Parasnis, 1966). Además, la resistividad de fluidos medida en perforaciones próximas a basureros presenta valores tan bajos como $0.25 \Omega \cdot m$ lo que sugiere capas de baja resistividad asociadas a los lixiviados de residuos. En la investigación realizada por Valdez-Carrillo et al. (2010), se efectuó un estudio de resistividad terrestre con objeto de estimar la carga de contaminantes por las actividades del basurero Vado Carranza. Se realizaron 23 arreglos electródicos tipo dipolo-dipolo con una distancia de cobertura de 140 m para una apertura de electrodos de 3 m (Figura 3-2).



Figura 3-2 Trayectoria de los perfiles eléctricos realizados por Valdez-Carrillo (2010)

Entre las conclusiones de su estudio, Valdez Carrillo señala la presencia de dos plumas contaminantes, la primera en la parte norte al tiradero Vado Carranza con una longitud de 20 m con espesores que varían de 1 a 2 m de profundidad, la segunda pluma midiendo aproximadamente 45 metros de longitud con espesores que varían de 3 a 4 m de profundidad llegando a interactuar con el acuífero somero localizado en esta zona (Fig. 3.3).

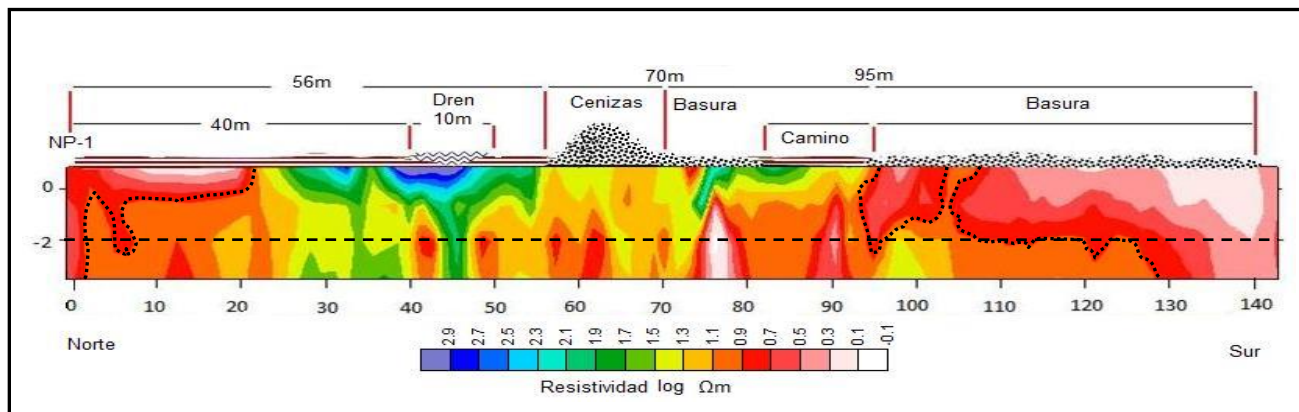


Figura 3-3 Perfil geoelectrico, resistividad de secciones cruzadas, arreglo dipolo-dipolo (Tomada de Valdez-Carrillo, 2010)

Con el objeto de tener una mejor resolución y cubrir una mayor extensión sobre la distribución de la carga de lixiviados en el sitio de estudio se realizaron 10 perfiles geoelectricos, cubriendo una longitud de 135 m cada uno, con un equipo Supersting R1 con 28 electrodos en el modo automático. Se eligió una apertura entre electrodos de 5 m, con dos tipos de arreglos: Dipolo-dipolo y Schlumberger. Cada perfil geoelectrico permite estimar medidas puntuales de resistividad eléctrica aparente (en Ohm-m) a partir de la selección de 4 electrodos (arreglo geométrico de los electrodos), la corriente inyectada (en un par de electrodos) y el voltaje medido (en el otro par). La superficie cubierta por los perfiles fue aproximadamente de 17.5 ha con una profundidad de exploración de 30 m. Con esta densidad de mediciones se obtuvo una cobertura importante dentro del basurero, la cual incluye la zona de descarga y quema de los RSU (Fig. 3.4). Los datos de resistividad aparente fueron revisados y seleccionados para posteriormente ser interpretados en 3D mediante el programa desarrollado por Pérez-Flores et al (2001).

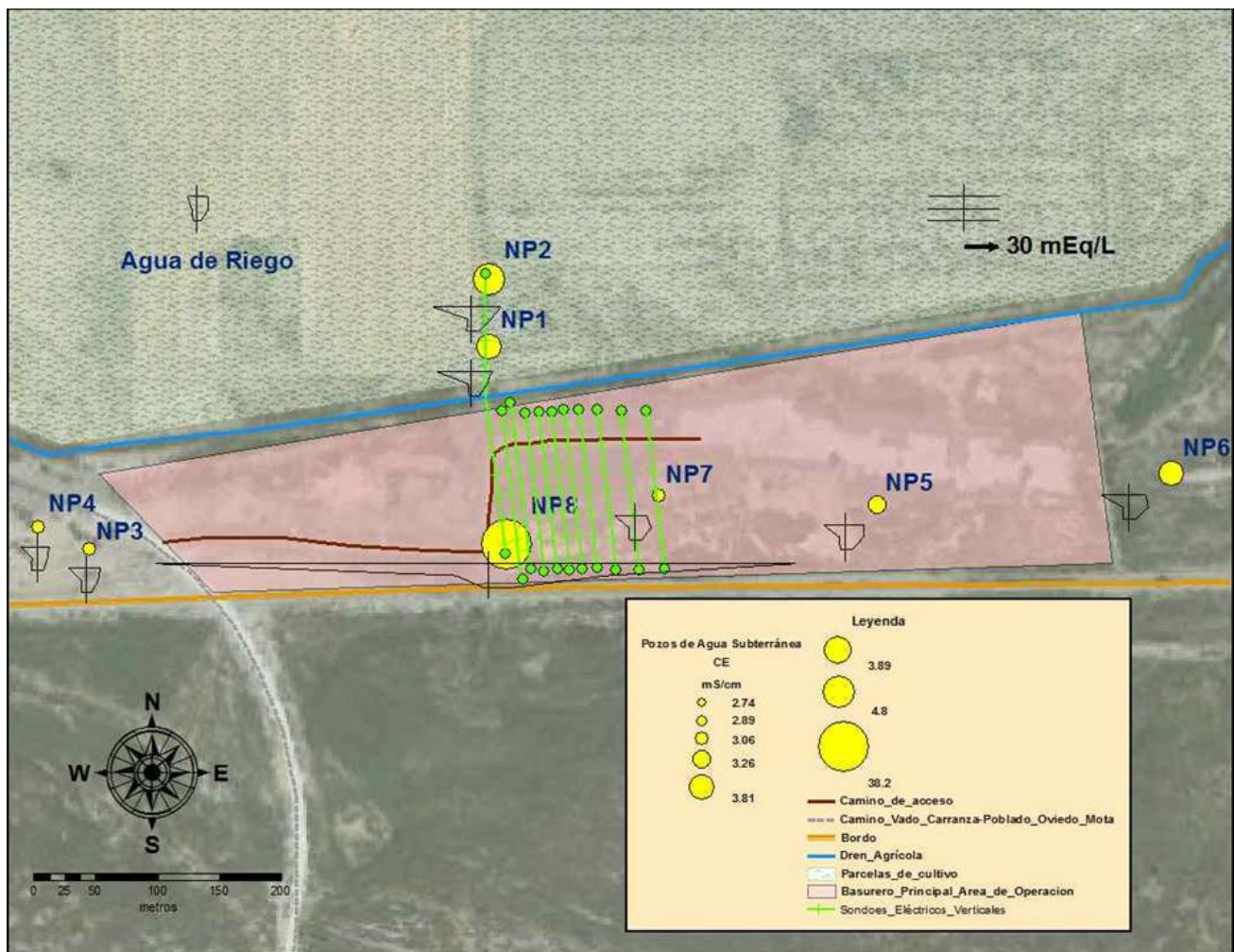


Figura 3-4 Distribución de los perfiles geoelectricos realizados en el basurero Vado Carranza en abril de 2011 (líneas color verde)

3.3 Muestreo de agua subterránea

En este estudio se llevaron a cabo dos campañas de muestreo de agua subterránea en los meses de junio y octubre de 2011 que corresponden a los meses en los cuales el acuífero de la zona presenta la mayor y menor elevación del nivel freático respectivamente. Con la inclusión de los pozos NP7 y NP8 se pretende delimitar con mayor precisión el impacto del basurero sobre el agua subterránea y utilizar la información recabada para realizar la modelación química del agua subterránea. El material utilizado (botellas de polietileno) para la toma de las muestras fue previamente lavado, siguiendo las

recomendaciones establecidas en la Norma Oficial Mexicana NOM-014-SSA1-1993. Para los parámetros fisicoquímicos, las botellas fueron cuidadosamente lavadas con detergente libre de fosfatos y agua destilada. El lavado de los recipientes para metales pesados incluyó el enjuague con una solución acuosa de ácido nítrico 1:1. Las muestras fueron colectadas mediante un sistema de vacío tipo manual como el que se describe en Fetter (2008), se midió el nivel del agua procediéndose posteriormente a su extracción, esta agua no formó parte de la muestra final sino que se permitió la recuperación del acuífero por un tiempo aproximado de treinta minutos. Una vez transcurrido este tiempo se efectuó el muestreo definitivo. Para cada punto, se tomaron muestras por duplicado en botellas de polietileno de 1 L de capacidad (una para cuantificar parámetros fisicoquímicos y aniones y la segunda para metales traza). En el caso de cationes y metales pesados las muestras fueron acidificadas a un pH menor a 2 unidades para prevenir la posible precipitación de los mismos.

3.4 Muestreo de suelo

Este muestreo consistió en la toma de muestras a partir de la perforación realizada en NP7 (junio de 2011) y NP8 (octubre de 2011). Se tomaron muestras puntuales a cada 30 cm, desde la superficie hasta los 3 m de profundidad ya que en estas condiciones se alcanza la zona saturada. Se eligieron estos puntos de muestreo por su mayor cercanía a la zonas que presentaron la mayor anomalía respecto al contenido de metales pesados según nuestro estudio previo (Gómez-Puentes, 2010). Las muestras fueron tomadas mediante un auger manual y depositados en bolsas de polietileno. En general se siguieron las recomendaciones señaladas en la NMX-AA-132-SCFI-2006.

3.5 Determinaciones analíticas en suelo y agua

3.5.1 Parámetros fisicoquímicos en suelo

Tratamiento de las Muestras. Las muestras de suelo fueron colectadas y tratadas de acuerdo a las recomendaciones señaladas en el numeral 7.1.1 de la Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000 (DOF 2002). La preparación de la muestra incluye el traslado,

recepción, registro, secado, molienda, tamizado, homogeneizado y el almacenamiento para su conservación.

Obtención del extracto de saturación. El término extracto de saturación se usa para designar al extracto acuoso que se obtiene por filtración al vacío de una pasta de suelo saturado hecha con agua destilada. Esta pasta tiene la propiedad de reflejar la luz, fluir la mezcla y tiende a unirse cuando es cortada con una espátula. Con el extracto de saturación pueden determinarse propiedades como la conductividad eléctrica y las sales solubles de un suelo. La obtención del extracto de saturación se llevó a cabo por succión de vacío de la pasta de saturación de acuerdo con el numeral 7.2.2 de la Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000.

Contenido de Materia Orgánica. Se estimó el contenido de materia orgánica en suelo y subsuelo para las muestras correspondientes a la perforación llevada durante la instalación del pozo de monitoreo NP7. Para este propósito se empleó el método de Walkley & Black el cual se describe en la NOM-021-RECNAT-2000. Este método se basa en la oxidación del carbono orgánico del suelo por medio de una solución de dicromato de potasio y el calor de reacción que se genera al mezclarla con ácido sulfúrico concentrado. Después de un cierto tiempo de espera la mezcla se diluye, se adiciona ácido fosfórico para evitar interferencias de Fe^{+3} y el dicromato de potasio residual es valorado con sulfato ferroso.

Potencial del Ion Hidrógeno (pH). El pH es una de las mediciones más comunes e importantes en los análisis químicos rutinarios de suelo, ya que controla reacciones químicas y biológicas en el mismo. La determinación del pH es afectada por varios factores tales como: el tipo y la cantidad de constituyentes orgánicos e inorgánicos que contribuyen a la acidez del suelo, la concentración de sales en la solución, la relación suelo-solución, la presión parcial del dióxido de carbono y el efecto de la suspensión asociado con el potencial de unión. El pH del suelo se determinó potenciométricamente en la solución sobrenadante de una mezcla de relación suelo/agua de 1:2.

Conductividad Eléctrica. Se determinó la conductividad eléctrica en muestras de suelo a partir del extracto de saturación por medición con una celda de conductividad. La conductividad de una solución electrolítica depende de la concentración total de iones

presentes en agua, de la movilidad de cada uno de los iones disueltos, su valencia y de la temperatura a la que se hace la determinación.

Contenido de Carbonato de Calcio. Se determinó el contenido de carbonatos de calcio por el método de CaCO_3 equivalentes. Se empleó el método de titulación rápida por Piper, también llamado método ácido de neutralización. La muestra es tratada con ácido diluido y el ácido restante (la cantidad que no reacciona con el carbonato), se titula. Los resultados son referidos como carbonato de calcio equivalente, dado que la disolución no es selectiva para la calcita, también otros carbonatos pueden ser disueltos de la misma manera, como la dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$).

Capacidad de Intercambio Catiónico. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) es una propiedad química a partir de la cual es posible inferir acerca del tipo de arcilla presente, de la magnitud de la reserva nutricional y del grado de intemperismo de los suelos. El método consiste en la saturación de la superficie de intercambio con un catión índice, el ion amonio; el lavado del exceso de saturante con alcohol para desplazar el exceso de saturante y minimizar la pérdida de amonio absorbido; desplazamiento del catión índice con potasio y determinación de amonio mediante destilación. El acetato de amonio se emplea como catión índice debido a su fácil determinación, poca presencia en los suelos y porque no precipita al entrar en contacto con los suelos.

Textura. La textura de un suelo expresa las proporciones de los varios tamaños de las partículas inorgánicas que contiene. Estas partículas se agrupan según la clasificación internacional de acuerdo a su tamaño en: arena gruesa (2.0 – 0.2 mm), arena fina (0.2 – 0.02 mm), limo (0.02 – 0.002 mm) y arcilla (<0.002 mm). Los suelos se clasifican de acuerdo a las fracciones que por su dominancia impriman mayor carácter al suelo. La ausencia de dominancia por alguna de estas fracciones corresponde a la clase franca.

En el presente estudio se determinó la textura del suelo por el método del hidrómetro de Bouyoucos de acuerdo con el numeral 7.1.9 de la Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. El tiempo de lectura fue de 40 s para la separación de partículas mayores de 0.05 mm (arena) y de 02 horas para partículas de diámetro mayores de 0.002 mm (limo y

arcilla). En este método se eliminó la agregación debida a materia orgánica y la floculación debida a los cationes calcio y magnesio.

Aniones Solubles. A partir del extracto de saturación se realizó la determinación del contenido de aniones solubles: carbonatos, bicarbonatos, cloruros y sulfatos de acuerdo con el numeral 7.2.7 de la Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000.

3.5.2 Análisis de agua subterránea

En la tabla 3-2 se resume las determinaciones analíticas y los métodos considerados para el análisis de las muestras de agua subterránea.

Tabla 3-2 Métodos utilizados para los análisis de las muestras de agua subterránea

Parámetro	Método de Análisis	Observaciones
Conductividad eléctrica y sólidos disueltos	Medidor de conductividad, Marca Oakton 35608 Series	Medición en campo
pH y temperatura	Medidor de pH/ORP, Marca Hanna HI 98140	Medición en campo
Oxígeno disuelto	Método Winkler	Laboratorio
Alcalinidad, CO_3^{2-} y HCO_3^-	Titulación de Gran	Método del punto de inflexión
Nitratos	Método 8039 o Cadmium Reduction Method (USEPA 1980)	Hach DR/850 Colorimeter
Cloruros	SCF (2001): Norma Mexicana NMX-AA-073-SCFI-2001	Reactivo titulante: AgNO_3 Indicador: K_2CrO_4
Sulfatos	SCFI (1981): Norma Mexicana NMX-AA-074-1981, análisis de agua – determinación del ion sulfato	Se empleó el método Turbidimétrico
Cationes y metales pesados*	SCFI (2006): Norma Mexicana NMX-AA-051-SCFI-2006	Espectrometría de Emisión Atómica de Plasma Acoplado Inductivamente
*En estos análisis se contó con el apoyo del Laboratorio de Ciencias de la Tierra del CISESE, Ensenada, B.C.		

3.6 Cálculo de evapotranspiración potencial

Con el fin de estimar el efecto de la evapotranspiración sobre el agua subterránea, se utilizó el método de Thornthwaite (Thornthwaite y Mather 1957) para calcular la evapotranspiración potencial mensual en el área de estudio. Este método incorpora la temperatura media mensual y la latitud del área de estudio. La ecuación de Thornthwaite es $EPM = 16 NM [10TM/I]^a$ en la cual EPM es la evapotranspiración potencial mensual (en milímetros), NM es un factor de ajuste mensual relacionado con las horas del día, $I = [TM / 5]^{1.5}$ donde TM es la temperatura promedio mensual en grados Celsius, y $a = 6.7 \times 10^{-7} I^3 - 7.7 \times 10^{-5} I^2 + 1.8 \times 10^{-2} I + 0.49$.

3.7 Modelación geoquímica

3.7.1 Modelación geoquímica de agua subterránea

Evolución a NP2. Se realizó el modelado del agua subterránea en la zona de estudio mediante el programa PHREEQC tomando como base los resultados analíticos obtenidos a partir de las seis campañas de muestreo llevadas a cabo en estudios previos (Valdez-Carrillo, 2010; Gómez-Puentes, 2010). La modelación consistió en simular la evolución geoquímica del agua subterránea en la zona. Previamente solo se había realizado la modelación para la primera campaña de muestreo correspondiente al mes de abril de 2008. Se trabajó en esta campaña para reducir los porcentajes de error y así mismo se hicieron las modelaciones correspondientes para el resto de las campañas. El procedimiento seguido para la modelación se esquematiza en la figura 3-5.

Se ensayaron dos modelos: En el primero se tomó en cuenta la dirección del flujo del agua subterránea (sureste-noroeste). En este caso el punto de partida fue un agua con las características de NP6 que evoluciona químicamente hasta dar origen a un agua con las características observadas en el pozo NP2. De acuerdo con Valdez-Carrillo (2010), en esta estación se encontró la mayor cantidad de sólidos disueltos con un promedio cercano a 200 ppm.

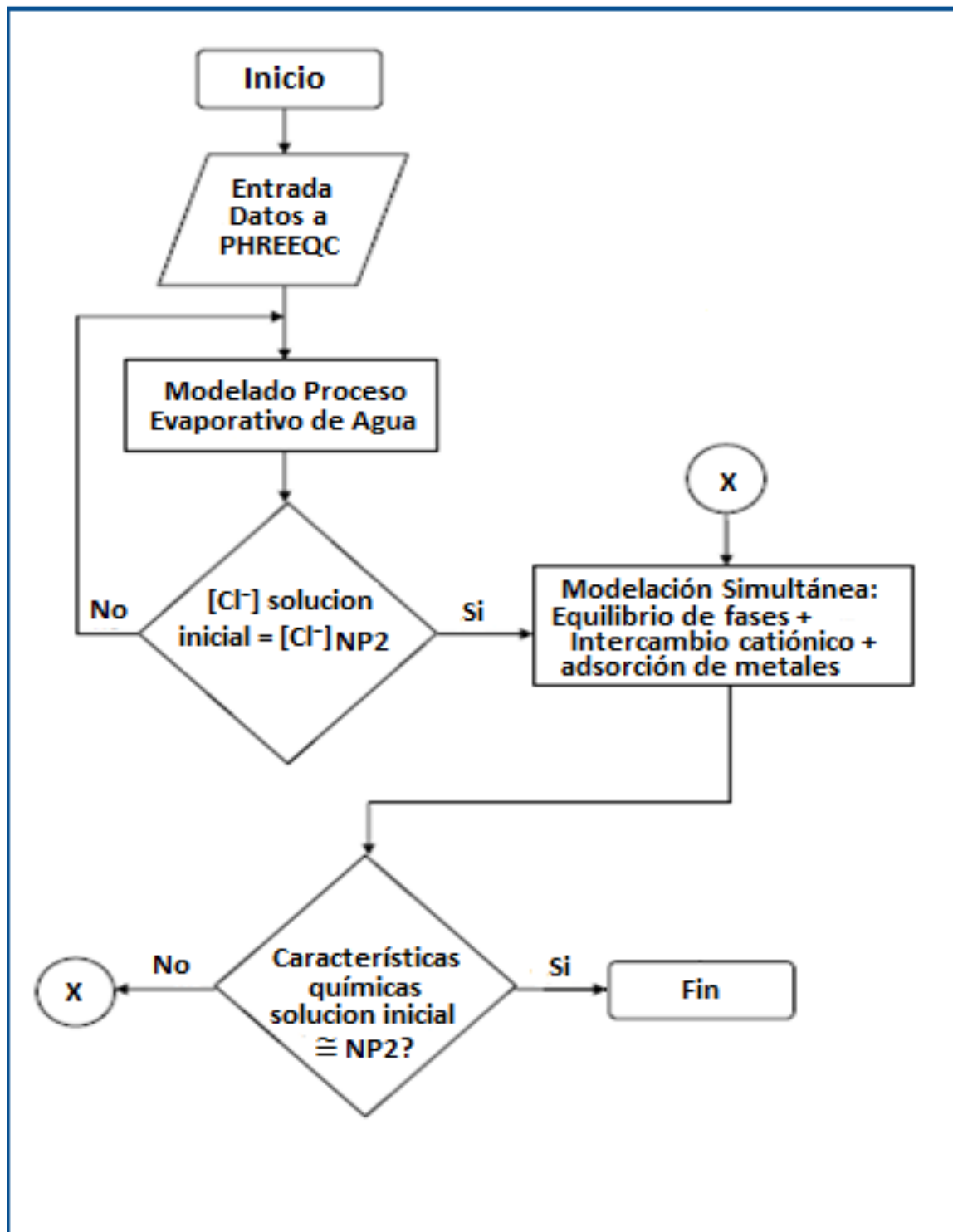


Figura 3-5 Diagrama de flujo para la modelación del agua subterránea

El segundo modelo se llevó a cabo considerando la posible infiltración de agua de canal que es empleada para el riego de parcelas de cultivo localizadas al norte del basurero. A un costado de la estación de muestreo NP2 se encuentra una de dichas parcelas. Por esta razón, en este modelo se ensayó la evolución química del agua de canal (A. Canal) a un tipo de agua con las características observadas en NP2.

El proceso de modelado en ambos casos fue el siguiente: El primer paso consistió en realizar la especiación química de las muestras de agua subterránea y de canal. En esta etapa se obtuvieron las concentraciones de cada uno de los elementos de interés así como los índices de saturación de las correspondientes fases minerales. En la segunda etapa, se trabajó con el archivo generado en PHREEQC correspondiente a la especiación química de las muestras de agua iniciales: NP6 para el primer modelo y A. Canal para el segundo modelo. En seguida, con la solución inicial de interés se modeló el proceso evaporativo de agua en diez etapas el cual concluyó hasta igualar la concentración de Cl^- existentes en NP2. Lo anterior considerando la capacidad conservativa del Cl^- (Erikson, 1960; Schoeller, 1960). Finalmente se ensayaron tres procesos simultáneos con la finalidad de igualar el resto de las especies químicas: 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 del sitio. Además se consideraron en equilibrio las siguientes fases: $\text{CO}_{2(g)}$ y $\text{O}_{2(g)}$ tomando como base la ley de Henry y $\text{SiO}_{2(s)}$. El proceso de adsorción de metales pesados se ensayó mediante hidróxidos de hierro que constituyen un tipo común de material adsorbente en suelos y es empleado por el programa PHREEQC. En esta etapa se sigue un proceso iterativo hasta conseguir que las concentraciones de las especies químicas de la solución inicial se aproximen lo más posible a las concentraciones de las especies químicas correspondientes a NP2.

Modelación inversa (origen de NP8). La flexibilidad del programa PHREEQC permite llevar a cabo este tipo de modelación. El objetivo de esta simulación fue investigar el origen del agua subterránea en este caso un agua con las características de NP8 a partir de la evolución química de un agua o solución original. Al ser el Río Colorado el aportador de agua del acuífero en la zona de estudio se tomó como la solución original.

3.7.2 Transporte de solutos en la zona saturada

Empleando el módulo de transporte de PHREEQCI se realizó la modelación para determinar la evolución espacial y temporal de solutos del agua subterránea en su trayectoria de NP8 a NP2 (Figura 3.6). Se tomó como base la información de los parámetros físicos y químicos medidos en las muestras correspondientes a junio de 2011. La distancia aproximada entre ambos pozos es de 220 m la cual se logró cubrir considerando 40 celdas de 5.5 m de longitud cada una. La velocidad de transporte considerada fue de 1×10^{-7} m/s (acuitardo). Los procesos geoquímicos considerados fueron el intercambio iónico así como el equilibrio de fases (calcita, yeso, y dolomita) en base a las modelaciones previas.

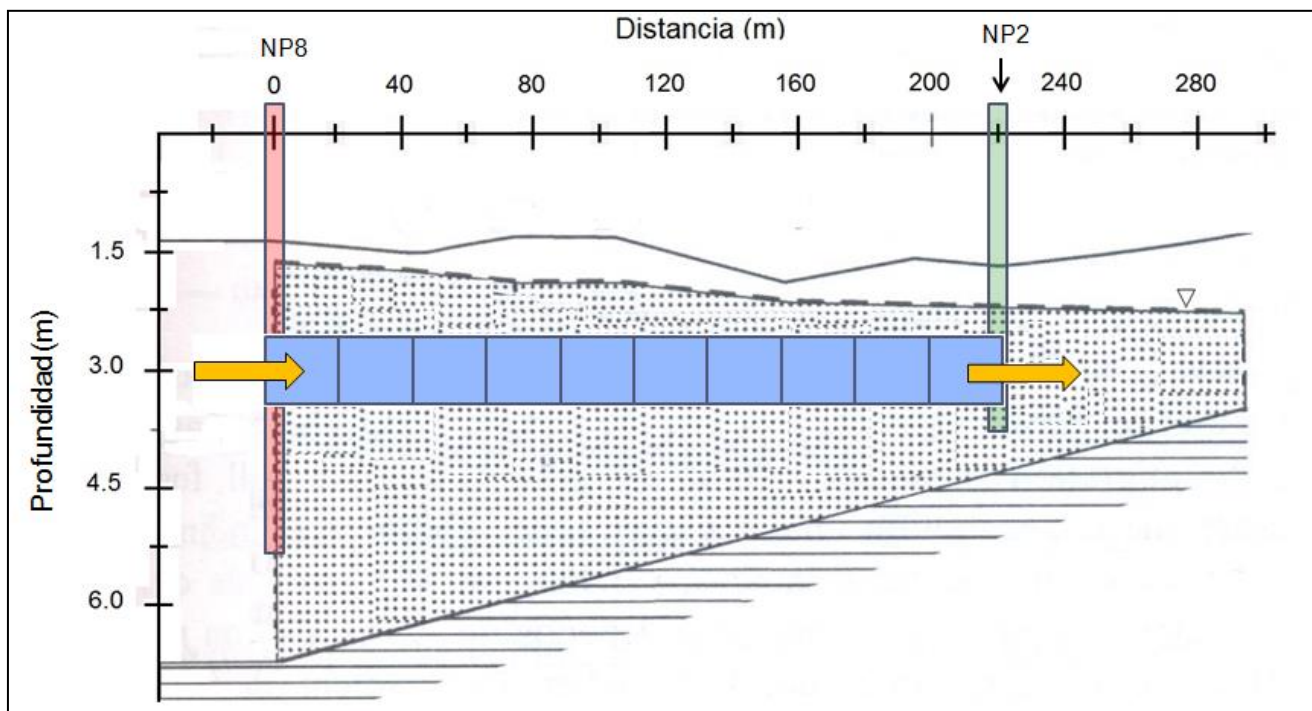


Figura 3-6 Esquema para la modelación del transporte en 1D de solutos en la zona saturada

3.7.3 Transporte de solutos zona vadosa

En la figura 3.7 se presenta un esquema del procedimiento empleado a para llevar a cabo la modelación del transporte de soluto en 1D a través de la zona vadosa. El objetivo consistió en simular la infiltración de solutos (contaminantes) desde la superficie del basurero hasta su arribo a la zona saturada. Se empleó la información correspondiente al pozo NP8 del mes de junio de 2011 (básicamente fisicoquímicos y niveles estáticos del agua subterránea). Se utilizó el módulo de transporte del programa PHREEQCI considerando una columna para la infiltración de 10 celdas cada una de 20 cm de longitud para cubrir el espesor de la zona vadosa correspondiente a la fecha mencionada. Para la solución entrante en la columna se consideró agua de lluvia (también puede ser agua de canal) que infiltra a partir de la superficie y su enriquecimiento progresivo en solutos en su camino a la zona vadosa. Como se indica la modelación incluyó a los siguientes procesos: intercambio catiónico, equilibrio de fases retardación y evaporación de agua. Es importante mencionar que esta simulación se ha llevado a cabo considerando idealmente una zona con alto contenido de humedad representada en el modelo como una columna saturada con la misma agua de lluvia.

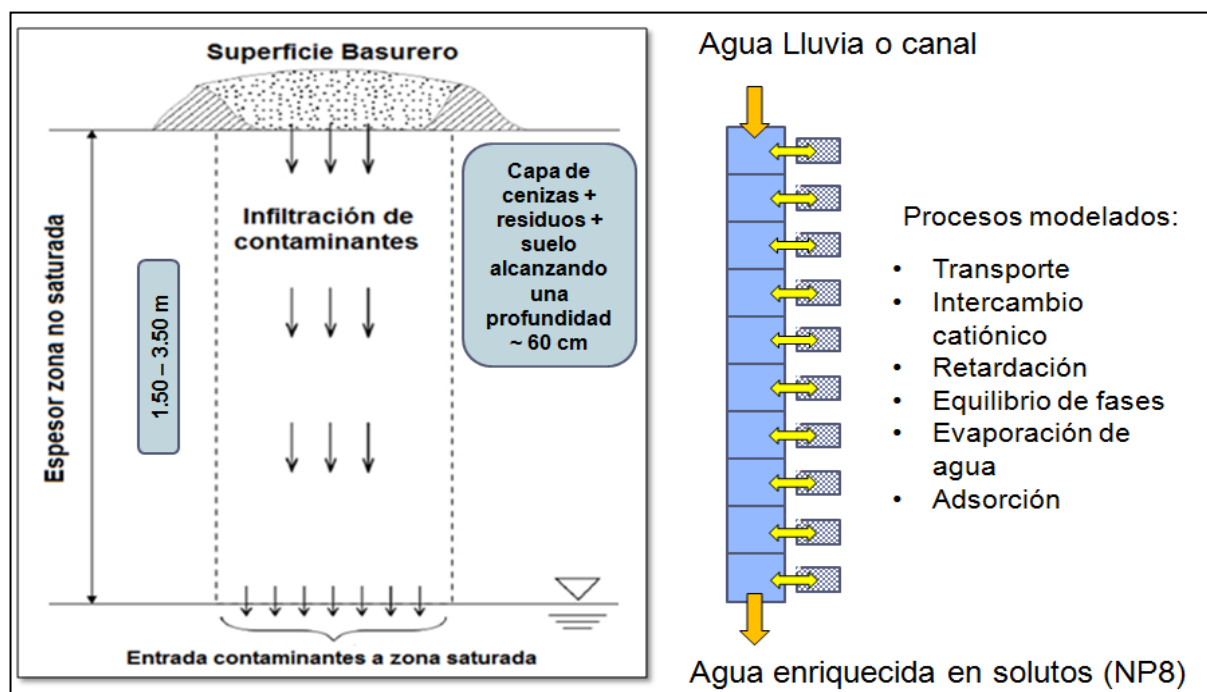


Figura 3-7 Esquema para la modelación a través de la zona Vadosa mediante PHREEQCI

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Perfiles eléctricos

Los datos de los diez perfiles eléctricos en 2D fueron interpolados para obtener una configuración en 3D de la distribución de la resistividad eléctrica en el subsuelo (Figura 4-1).

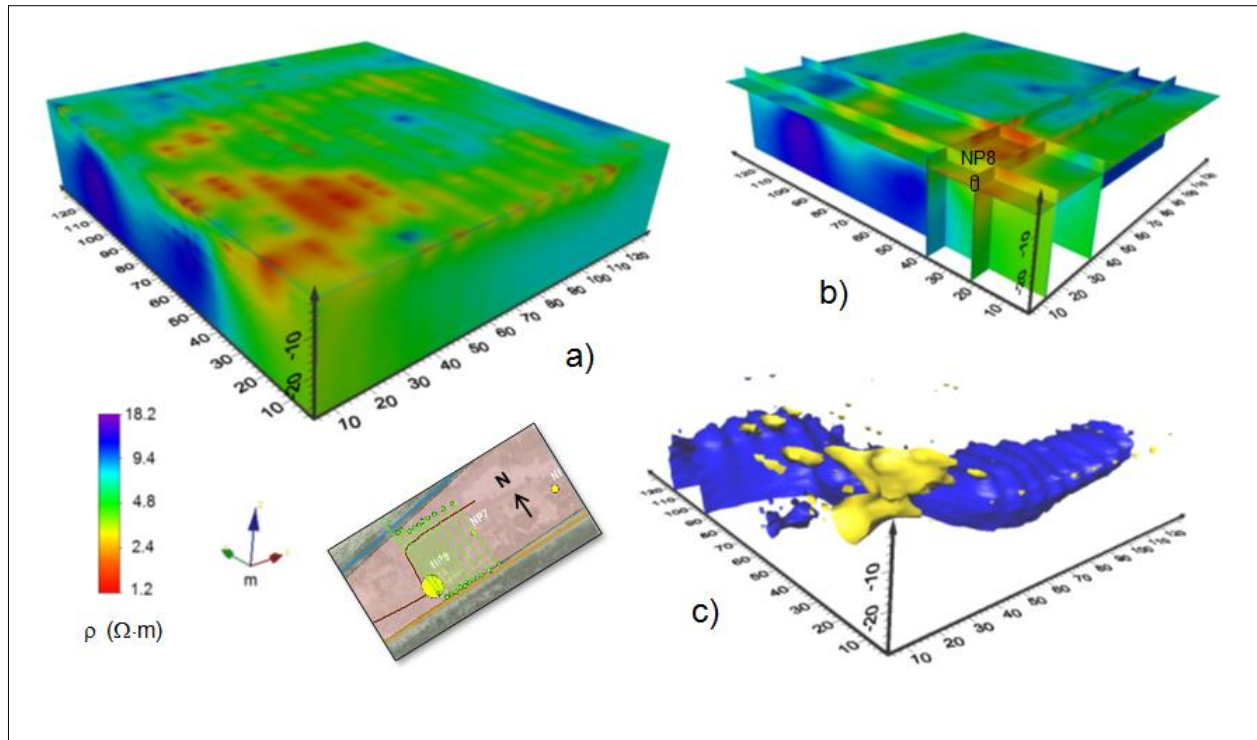


Figura 4-1 Representación en 3D de las resistividades obtenidas a partir de los perfiles eléctricos realizados

La Figura 4a muestra las superficies externas de resistividad del modelo en 3D. Se puede observar que la esquina SW presenta la resistividad más baja, en total correlación con los datos químicos obtenidos para el pozo NP8. La mayor parte de la zona es conductora (2 ohm-m equivalentes a 5 mS/cm) como se muestran las muestras de agua obtenidas del resto de los pozos de monitoreo. Estos valores se atribuyen a la mayor acumulación de residuos quemados y el hecho de que el nivel freático está más próximo a la superficie y que además corresponde a la topografía más baja en el área de estudio. La baja resistividad es evidente a una profundidad aproximada de 8 m. En la parte norte del vertedero (de $y = 40$ m), hay

valores de resistividad por encima de 9 ohm-m (color azul). La figura 4b muestra cinco secciones geoelectricas para diferentes planos y niveles. También se resalta la ubicación del pozo NP8 corroborándose la acumulación preferencial de los contaminantes en la parte sureste del basurero. En la figura 4c se puede ver un área de isoresistividades por arriba de los 13 ohm-m que se extiende a lo largo de la dirección este-oeste (zona azul) adquiriendo la configuración de un posible canal abierto formado por más materiales resistivos, posiblemente lentes de arena. Los volúmenes isoresistividades proporcionan valores para identificar diferentes tipos de área dentro del basurero. Como se puede ver en la figura, las resistividades reales interpretadas (ρ_0) son bajas en toda la zona con valores que van desde 1.2 hasta 18.2 ohm-m, y éstos son consistentes con la resistividad del fluido (ρ_w) que va desde 0.26 hasta 3.27 ohm-m para los pozos NP7 y NP8 respectivamente.

En la tabla 4-1 se resumen los resultados correspondientes a los parámetros fisicoquímicos medidos en suelo correspondientes a la perforación realizada a un costado de NP8. El perfil del edafológico revela que en general en este punto el suelo presenta características moderadamente alcalinas, con un importante contenido de carbonatos de calcio sobre todo entre 90 y 120 cm de profundidad. Lo anterior refleja el hecho de que los suelos de climas áridos y semiáridos tienden a acumular cantidades importantes de carbonatos de calcio. El contenido de materia orgánica es en general de medio a bajo predominando a nivel superficial lo cual puede atribuirse a la predominancia de residuos de tipo orgánico dispuestos en el sitio. La textura del suelo revela características entre las zonas de franco arenoso y franco arenoso arcilloso.

Al extracto de saturación del suelo obtenido se le determinaron la conductividad eléctrica (CE), sólidos disueltos totales (SDT) y los aniones bicarbonatos (HCO_3^-), sulfatos (SO_4^{2-}) y cloruros (Cl^-). Los resultados obtenidos revelan concentraciones muy superiores, a nivel de superficie y hasta 30 cm, mismas que pueden asociarse a las prácticas de disposición y quema de residuos sobretodo es de notarse las altas cantidades de cloro. Durante la toma de muestras se observó en un horizonte cercano a los 50 cm de profundidad en el que la apariencia del suelo básicamente consiste en una mezcla de suelo, cenizas y restos de residuos.

Tabla 4-1 Propiedades fisicoquímicas de las muestras de suelo procedentes de la perforación NP8

Profundidad (cm)	pH	MO%	CaCO ₃ %	CIC (meq/100 g)	Textura (%)			CE (mS/cm)	STD (ppm)	Aniones (mg/L)		
					Arena	Limo	Arcilla			HCO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻²	Cl ⁻
0	7.6	3.3	9.2	NA	46.5	29.3	24.2	41.2	20 900	2 705	2 823	15 456
30	7.9	3.2	9.1	NA	51.1	27.0	21.9	40.5	19 700	1 503	2 510	1 2727
60	8.1	1.3	7.2	48.4	55.4	26.5	18.1	5.67	2 861	421	1 879	2 127
90	8.3	1.8	16.7	NA	58.6	25.3	16.1	4.51	2 276	361	1 332	1 773
120	8.2	1.2	16.8	NA	55.6	27.1	17.3	4.36	2 200	240	628	1 595
150	8.0	0.9	8.6	NA	56.6	25.4	18.0	5.34	2 680	361	509	904
180	8.1	0.7	8.8	44.5	55.8	24.6	19.6	4.81	2 400	301	616	550
210	7.9	1.3	8.7	NA	57.0	23.7	19.3	2.87	1 450	541	411	532
240	8.1	1.7	7.1	NA	54.0	25.6	20.4	3.80	1 930	301	364	443
270	8.3	2.3	10.9	NA	54.3	24.1	21.6	1.15	573	361	435	425
300	7.9	2.4	13.7	51.8	50.3	28.3	21.4	1.18	594	301	664	443
MO = Materia orgánica CE = Conductividad eléctrica CIC = Capacidad de intercambio catiónico STD = Sólidos totales disueltos NA = No se analizó												

4.2 Análisis de agua subterránea

4.2.1 Parámetros fisicoquímicos y constituyentes mayoritarios

En la tabla 4-2 se presentan los resultados obtenidos para los parámetros fisicoquímicos correspondientes a las muestras de agua subterránea para las campañas de muestreo de junio y octubre de 2011. Los seis primeros pozos (NP1-NP6) en general presentan en esencia el mismo comportamiento que los resultados obtenidos en los muestreos realizados entre abril de 2008 y febrero de 2009. El pozo NP2 continúa presentando el mayor contenido de sólidos disueltos. Si bien los resultados obtenidos en el muestreo reciente revelan un ligero incremento en la salinidad del agua. Los valores de pH también presentan un ligero decremento aunque continúan dentro de un rango moderadamente alcalino. El oxígeno disuelto se mantiene en niveles bajos indicando la predominancia de las condiciones anóxicas en el agua subterránea. Respecto a los nuevos pozos instalados, el NP7 no

presenta diferencias significativas respecto a los pozos NP1 a NP6. Sin embargo, la muestra NP8 claramente presenta propiedades contrastantes con el resto. El agua de este pozo posee el mayor contenido de sólidos disueltos. De los parámetros cuantificados es de resaltar el contenido de cloruros ($9\,752 \pm 241$ mg/L) ya que está por encima del rango de valores observados para lixiviados en rellenos sanitarios en otros estudios (150 a 4 500 mg/L).

Tabla 4-2 Parámetros fisicoquímicos medidos en agua subterránea

Muestreo – Junio 2011						
Pozo de monitoreo	Temperatura °C	pH	O ₂ disuelto (mg/L)	CE (mS/cm)	STD (ppm)	Alk (mg/L)
NP1	28.1	7.9	1.8	4.14	2 110	352.3
NP2	25.3	7.5	1.5	5.13	2 520	352.3
NP3	24.9	7.3	2.4	2.67	1 340	312.3
NP4	24.0	7.4	2.9	1.75	878	296.2
NP5	27.3	7.3	2.2	3.34	1 690	408.4
NP6	28.3	7.3	2.8	4.04	2 040	488.0
NP7	26.9	7.4	1.1	3.20	1 620	464.4
NP8	27.1	7.5	1.8	37.7	18 900	1401
Muestreo – Octubre 2011						
Pozo de monitoreo	Temperatura °C	pH	O ₂ disuelto (mg/L)	CE (mS/cm)	STD (ppm)	Alk (mg/L)
NP1	27.2	8.0	4.3	3.89	1 950	401.5
NP2	26.1	8.0	4.3	4.80	2 410	400.3
NP3	25.1	7.1	2.8	2.89	1 460	277.6
NP4	25.4	7.7	4.1	2.74	1 380	316.6
NP5	26.2	7.9	5.3	3.26	1 640	355.1
NP6	27.3	7.2	3.2	3.68	1 851	380.3
NP7	27.1	7.0	5.3	3.06	1 550	373.4
NP8	26.8	6.4	3.4	37.3	18 700	1250
CE = Conductividad eléctrica STD = Sólidos totales disueltos ALK = Alcalinidad						

Los análisis químicos revelan una anomalía en el pozo NP8. Este pozo presentó un contenido de sólidos disueltos totales (SDT) de 18 900 ppm en junio de 2011 y 18 700 ppm en octubre de 2011. Estas cantidades contrastan notablemente con el resto de los pozos de monitoreo cuyo rango de SDT fluctuó entre 880 y 2 500 ppm. En el caso de las muestras correspondientes a NP8 la concentración promedio del ion Cl⁻ superó los 9 000 mg/L y en el

caso del ion Na^+ los 6 300 mg/L. Los diagramas de Piper indican que el agua subterránea en el área del basurero corresponde al tipo de cloruradas y/o sulfatadas sódicas (Figura 4-2). El alto contenido de iones cloruros puede explicarse como consecuencia del impacto del basurero en tanto que la actividad agrícola constituye un aporte significativo de iones sulfatos al agua subterránea dado su mayor contenido durante la temporada de riego. En la Tabla 4-3 se presenta el contenido de iones mayoritarios así como las correspondientes relaciones iónicas de los mismos para ambas campañas de muestreo junio y octubre de 2011.

El análisis de las relaciones iónicas revela la ocurrencia de los siguientes procesos de acuerdo a las interpretaciones descritas por Custodio y Llamas (1983):

$r\text{Ca/Mg}$. Esta relación se encontró cercana a 1 para la mayoría de los pozos sugiriendo la posible presencia y disolución del mineral dolomita (Tabla 4-3). Para los pozos NP1 a NP7 el valor promedio y desviación estándar fue 1.0 ± 0.3 mientras que para el pozo NP8 se obtuvo 0.2 ± 0.5 . Los valores $r\text{Ca/Mg}$ para NP8 revelan la ocurrencia de un proceso importante de salinización descartándose de manera natural la intrusión marina dadas las características hidrogeológicas de la zona. Por último, la disminución general cercana al $\sim 10\%$ (para los pozos NP1 a NP7) de junio a octubre por esta misma relación iónica sugiere la precipitación del mineral calcita (Tabla 4-3).

$r\text{Cl}/\text{HCO}_3$. Esta relación iónica revela un agua de tipo continental para los pozos NP1 a NP7 (2.4 ± 0.9) mientras que para NP8 superó el valor de 12 lo cual también es indicativo de la ocurrencia de un proceso de salinización del agua. Asimismo el ligero incremento temporal de esta relación aporta evidencia de la posible precipitación de calcita.

$r\text{SO}_4/\text{Cl}$. Los valores típicos para esta relación iónica de un agua continental oscilan entre 0.2 y 0.4. Los valores más altos de esta relación indicarían el aporte de SO_4 debido al riego agrícola. En el caso de las muestras de agua subterránea el valor promedio alcanzó 0.9 ± 0.1 . Finalmente el incremento de esta relación durante la temporada de riego confirma la influencia antropogénica en el incremento de SO_4 en el agua subterránea de la zona.

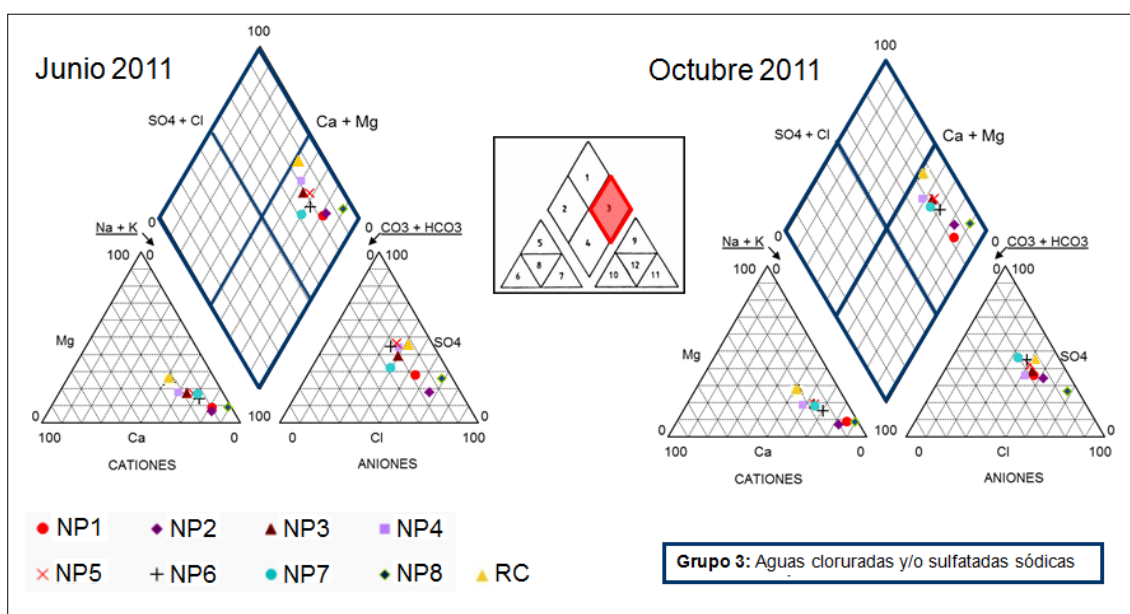


Figura 4-2 Diagramas de Piper de las muestras de agua subterránea

Tabla 4-3 Iones mayoritarios y relaciones iónicas para el agua subterránea del basurero Vado Carranza

Junio 2011							
ID	Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Cl ⁻	SO ₄ ⁻²	HCO ₃ ⁻
NP1	599	6.5	62	35	624	440	352
NP2	803	8.1	93	37	878	320	353
NP3	331	7.2	81	47	348	460	312
NP4	331	8.5	105	51	357	560	296
NP5	438	5.2	84	57	408	720	355
NP6	561	8.3	91	57	444	790	488
NP7	410	9.6	66	52	378	420	464
NP8	1 250	87	97	331	9 052	3 800	1 250
Octubre 2011							
ID	Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Cl ⁻	SO ₄ ⁻²	HCO ₃ ⁻
NP1	653	8.1	35	37	601	640	402
NP2	743	7.7	81	34	875	780	400
NP3	334	7.9	76	53	413	480	278
NP4	312	10.8	105	52	347	400	317
NP5	419	7.6	93	65	526	710	355
NP6	511	9.2	89	57	515	810	380
NP7	381	13.2	87	56	349	660	373
NP8	6 370	88	84	323	9 150	4 800	1 250
Concentraciones en mg/L; Temp = temperatura (°C); CE = conductividad específica (mS/cm)							

Relaciones Iónicas						
ID	Junio 2011			Octubre 2011		
	rCa^{+2}/Mg^{+2}	rCl^{-}/HCO_3^{-}	rSO_4^{-2}/Cl^{-}	rCa^{+2}/Mg^{+2}	rCl^{-}/HCO_3^{-}	rSO_4^{-2}/Cl^{-}
NP1	1.1	3.0	0.5	0.6	2.6	0.8
NP2	1.6	4.3	0.3	1.4	3.8	0.7
NP3	1.1	1.9	1.0	0.9	2.6	0.9
NP4	1.3	2.1	1.2	1.2	1.9	0.9
NP5	0.9	1.7	1.3	0.7	2.6	1.0
NP6	1.0	1.6	1.3	0.9	2.3	1.2
NP7	0.8	1.4	0.8	0.9	1.6	1.4
NP8	0.2	12	0.4	0.2	13	0.4

4.2.2 Metales pesados y elementos traza

En la tabla 4-4 se presenta el contenido de elementos trazas en agua subterránea para las dos campañas de muestreo. En general las muestras correspondientes a NP8 presentaron el mayor contenido de metales pesados (Cr, Cu, Ni, Pb, As, Se, Li y Cd). Para estos mismos elementos también destacan las muestras para NP1, NP2 y NP5. En el caso particular del Cu es de notar el alto contenido encontrado en NP1 y NP2 que incluso supera al pozo NP8 para la campaña de octubre de 2011. NP1 y NP2 son pozos ubicados al norte del basurero y son adyacentes a parcelas de cultivo lo que sugiere al aporte de este metal al agua subterránea debido no solo a las actividades propias del basurero sino también al riego agrícola. En el caso del níquel este metal se encontró en cantidades importantes para ambas campañas sobre todo en los pozos NP8 y NP2. Como puede apreciarse en la Tabla 4-4, este elemento se encontró generalmente sobrepasando los 100 $\mu g/L$ valor superior al valor promedio para agua subterránea reportado en otros estudios (Aiuppa et al., 2005; Kale et al., 2010). Asimismo las muestras correspondientes a NP2 y NP8 presentaron el mayor contenido de Pb. El resto de las muestras presentaron una concentración dentro del rango reportado en los estudios previamente citados ($\leq 50 \mu g/L$). El menor contenido de este metal comparado con otros elementos (por ejemplo Ni) sugiere que este elemento experimenta una mayor retención (adsorción) lo que atenúa su contenido tal como lo señala el estudio de Wan Zuhairi (2003).

Tabla 4-4 Metales pesados y elementos traza en agua subterránea en el basurero Vado Carranza

Junio 2011														
ID	mg/L					µg/L								
	Al	Fe	Mn	Si	Zn	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Li	Ni	Pb	Se
NP1	0.73	0.13	0.01	12.2	1.8	0.23	56	1.2	98	107	101	114	45	8
NP2	1.00	0.22	0.02	12.8	2.3	ND	38	ND	50	100	135	180	72	11
NP3	1.17	0.82	0.30	17.5	ND	ND	38	ND	29	77	55	140	23	2
NP4	1.68	1.05	0.31	20.8	ND	ND	37	ND	16	78	68	43	15	ND
NP5	0.92	0.05	0.44	12.9	2.5	0.05	22	ND	55	93	46	142	50	ND
NP6	1.12	0.69	0.21	14.4	0.4	ND	15	ND	44	98	56	105	33	ND
NP7	1.57	0.81	0.34	18.7	1.7	ND	29	ND	52	114	66	135	46	10
NP8	0.94	0.72	0.77	9.9	1.6	0.90	17	1.4	141	168	356	306	297	36
Octubre 2011														
NP1	1.78	1.28	0.26	20.3	1.3	ND	58	1.2	38	121	46	186	36	46
NP2	1.28	0.69	0.18	16.0	1.8	ND	31	0.70	106	103	61	264	78	63
NP3	2.05	1.80	0.30	18.9	1.3	ND	28	ND	58	33	55	83	25	ND
NP4	3.09	2.36	0.44	25.5	1.0	ND	25	ND	63	57	60	89	14	ND
NP5	1.30	0.16	0.55	14.0	2.7	0.10	23	0.54	95	74	80	139	48	ND
NP6	1.52	0.75	0.21	14.0	2.7	ND	26	ND	46	52	49	104	28	ND
NP7	3.08	2.06	0.40	21.3	5.2	ND	61	ND	78	62	77	193	45	ND
NP8	1.03	1.27	0.61	8.7	4.0	1.4	11	1.40	129	90	375	287	276	23

4.3 Evapotranspiración potencial

En el gráfico de la figura 4-3 se representan el promedio diario de la evapotranspiración potencial (PE), la precipitación mensual promedio, y la cantidad de agua empleada para riego así como las fechas regulares en la que dicho riego se efectúa. La PE se calculó dividiendo la evapotranspiración promedio mensual (EPM) calculada a partir de la ecuación de Thornthwaite entre el número de días del mes correspondiente. Los valores de PE más altos corresponden a los meses de julio y agosto, llegando a 33 mm/día. Por el contrario, los meses de diciembre y enero, correspondientes a la temporada de riego y a la estación otoño-invierno, la PE alcanzó su valor más bajo del año con un valor promedio de 15 mm/día. Estas condiciones ocasionan que se eleve el nivel freático durante el invierno. La variación temporal de los sólidos totales disueltos (STD) para el pozo NP6 se correlaciona bastante bien con el comportamiento de PE, durante el verano cuando el nivel freático es más profundo y el agua se encuentra más concentrada en solutos (Figura 4-4).

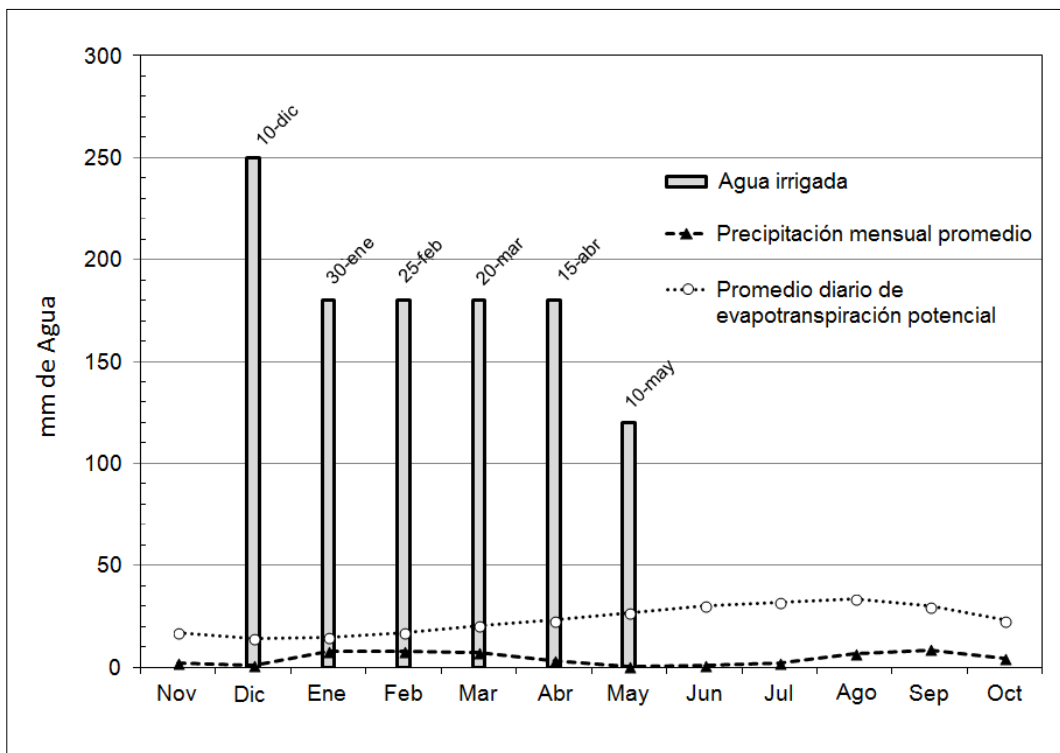


Figura 4-3 Evapotranspiración potencial, agua irrigada y precipitación en el área de estudio

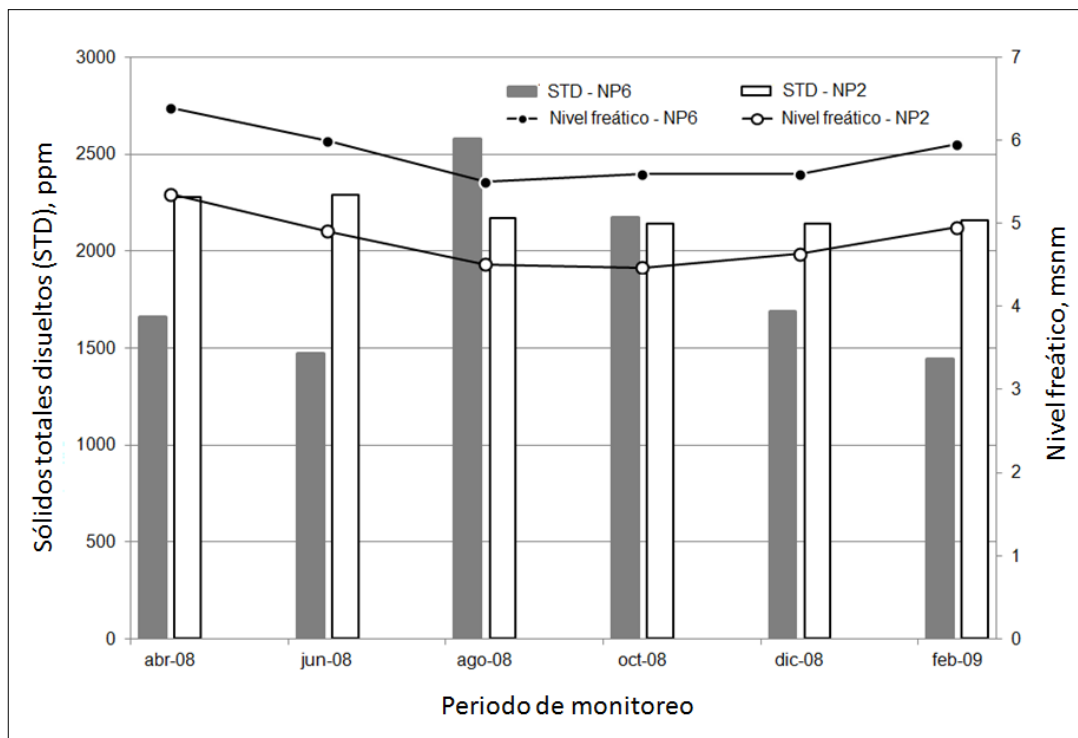


Figura 4-4 Evolución temporal del nivel freático y STD en los pozos NP6 y NP2

Para NP2 el contenido de STD se mantuvo relativamente constante durante las distintas campañas de muestreo. Este comportamiento puede explicarse considerando la interacción de las aguas subterráneas con el basurero. Durante la temporada de riego, los niveles de agua aumentan favoreciendo la disolución de solutos de los horizontes más someros del basurero con lo que se contrarresta el fenómeno de dilución causado por el agua adicionada al acuífero.

4.4 Modelación geoquímica

4.4.1 Agua subterránea. Modelación de la evolución química NP6 a NP2

La tabla 4-5 presenta de forma resumida los resultados de esta modelación. Se muestran los diferentes procesos modelados y se comparan valores de los parámetros pertenecientes a la solución inicial (NP6), solución final (NP2) y la solución modelada. La diferencia química entre la solución modelada y NP2 se midió como un porcentaje de error. Los resultados indican que los procesos modelados reproducen satisfactoriamente la evolución química de las aguas subterráneas, así como la ocurrencia de otros más que no fueron considerados en el modelado. Para las seis campañas de muestreo, los resultados pueden ser generalizados como sigue:

Evaporación del agua. Los resultados de la modelización de este proceso pueden relacionarse con la actividad agrícola y con las variaciones climáticas del sitio como a continuación se describe. Fue necesario modelar la evaporación de más cantidad de agua para las campañas de los meses de invierno (diciembre, febrero y abril) que los de la temporada de verano (junio, agosto y octubre). Esto puede explicarse considerando que el proceso de recarga originado durante el tiempo de riego de cultivos suministra agua más cercana a la superficie la cual puede evaporarse en mayor proporción comparada con el nivel freático más profundo y la falta de agua cerca de la superficie más caliente durante el verano.

Intercambio catiónico y adsorción de los metales. La modelación de estos procesos reproduce satisfactoriamente la evolución química de los metales en el agua subterránea presentando porcentajes de error menores a 6%. En el caso de los metales pesados, los resultados obtenidos de la modelación se aproximan satisfactoriamente a las cantidades

observadas en NP2. El error promedio y la desviación estándar para las campañas modeladas fueron los siguientes: Cu ($3.7 \pm 3.2\%$), Cd ($1.3 \pm 1.8\%$), Pb ($2.5 \pm 0.9\%$), y Zn ($0.6 \pm 0.7\%$).

Tabla 4-5 Resultados de la modelación química de NP6 a NP2

1. Evaporación de agua (10 etapas)				
Cantidad de agua evaporada: $\text{H}_2\text{O}_{(g)} = 16.8$ moles por kilogramo de agua (26.7 ± 9.2) ^b				
2. Procesos modelados simultáneamente				
2a. Equilibrio de fases			2b. Intercambio catiónico	
Fase	Índice de saturación	Moles ^c	Intercambiador	Moles intercambiados/kg agua
Calcita	0.0	0	CaX_2	$2.8 \times 10^{-03} (6.56 \times 10^{-03} \pm 6.6 \times 10^{-03})$
Dolomita	0.0	0	MgX_2	$6.2 \times 10^{-04} (3.56 \times 10^{-03} \pm 2.6 \times 10^{-03})$
$\text{CO}_2(\text{g})$	-1.6(-1.6±0.1)	10	NaX	$1.6 \times 10^{-03} (2.62 \times 10^{-03} \pm 1.9 \times 10^{-03})$
$\text{O}_2(\text{g})$	-1.2	10	CdX_2	$4.5 \times 10^{-07} (9.86 \times 10^{-07} \pm 4.2 \times 10^{-07})$
SiO_2	0.0	10	ZnX_2	$4.1 \times 10^{-06} (6.64 \times 10^{-06} \pm 4.6 \times 10^{-06})$
			CuX_2	$1.13 \times 10^{-03} (5.75 \times 10^{-03} \pm 4.9 \times 10^{-03})$
			PbX_2	$1.95 \times 10^{-05} (1.79 \times 10^{-05} \pm 1.9 \times 10^{-05})$
2c. Adsorción de metales				
Tipo de sitio O y OH de Fe	Moles 0.003 (0.013 ± 0.008)		Área (m^2/g) 600	Masa (g) 0.01
3. Comparación química entre solución resultante del modelo y NP2				
Parámetro ^d	Solución inicial, NP6	Solución resultante	Solución final, NP2	%Error
HCO_3^-	8.1×10^{-03}	7.6×10^{-03}	9.0×10^{-03}	10.8 (23.2 ± 21.9)
Ca	2.2×10^{-03}	1.7×10^{-03}	1.7×10^{-03}	3.2 (2.8 ± 3.4)
Cd	3.3×10^{-07}	4.5×10^{-07}	4.6×10^{-07}	1.0 (1.0 ± 0.5)
Cl	1.7×10^{-02}	2.3×10^{-02}	2.3×10^{-02}	0.1 (0.1 ± 0.1)
Cu	2.1×10^{-06}	4.0×10^{-06}	4.1×10^{-06}	1.1 (2.2 ± 2.1)
K	2.0×10^{-04}	1.7×10^{-04}	1.5×10^{-04}	8.9 (2.3 ± 3.3)
Mg	5.4×10^{-03}	3.0×10^{-03}	3.0×10^{-03}	0.7 (1.1 ± 1.4)
NO_3^-	7.0×10^{-05}	9.3×10^{-05}	2.0×10^{-05}	109.3 (80.7 ± 26.1)
Na	2.8×10^{-02}	3.6×10^{-02}	3.6×10^{-02}	0.3 (1.4 ± 1.5)
Pb	<LD	3.4×10^{-07}	3.5×10^{-07}	1.6 (1.3 ± 1.1)
SO_4^{2-}	9.9×10^{-03}	1.2×10^{-02}	1.2×10^{-02}	4.5 (15.8 ± 16.8)
Zn	6.1×10^{-07}	8.2×10^{-07}	8.3×10^{-07}	0.6 (0.4 ± 0.2)
pH	6.9	7.2	7.4	1.7 (3.7 ± 4.1)
^a Los resultados corresponden a la tercer campaña de muestreo (Agosto 2008)				
^b Los valores entre paréntesis son la media y desviación estándar para las seis campañas modeladas				
^c Máxima cantidad de mineral o gas que puede disolverse				
^d Concentraciones en moles/kg de agua				
<DL Por abajo del límite de detección				

Aniones. A excepción del ion Cl^- el resto de los aniones producen resultados con más error debido a que estas especies en el ambiente están sujetas a experimentar amplia número de procesos que son difíciles de considerar en su totalidad para el modelado. En general, los aniones HCO_3^- , SO_4^{2-} y NO_3^- experimentan un aumento en la concentración durante la evolución química del pozo NP6 a NP2. Este incremento puede explicarse considerando la evaporación del agua así como las actividades agrícolas y de disposición de residuos. En el caso del ion HCO_3^- las diferencias entre la solución modelada y solución final (NP2) se pueden atribuir a los cambios experimentados por la presión parcial de CO_2 , un proceso no considerado durante el modelado. La variación de CO_2 a su vez provoca cambios en el contenido de HCO_3^- disuelto y el pH del agua. Además, el sistema ha sido modelado asumiendo condiciones de equilibrio que probablemente no se producen para el sistema de los carbonatos en este acuífero. Por otro lado, los iones NO_3^- y SO_4^{2-} exhiben un comportamiento en el que su contenido aumenta a medida que el agua evoluciona desde NP6 a NP2 sólo que a diferencia del HCO_3^- en este caso la solución modelada posee mayor concentración para estos iones que la observada para NP2. Esta discrepancia sugiere la ocurrencia de otro tipo de proceso experimentado por estos aniones como lo es la reducción producida por la degradación de la materia orgánica ocasionada por las actividades de disposición de los residuos sólidos, tal como lo describen Appelo & Postma (2005). Además el proceso de degradación de materia de orgánica se caracteriza por favorecer el incremento de carbono inorgánico lo que induce a su vez la disolución de HCO_3^- en agua (Tesfay & Korom 2006). Finalmente durante la modelación no se tomó en cuenta las cantidades de NO_3^- y SO_4^{2-} procedentes de la actividad agrícola.

4.4.2 Agua subterránea. Modelación de la evolución química A. Canal a NP2

Este modelo se basó en un agua de tipo superficial (Canal), que se utiliza para la irrigación de cultivos, y su evolución química para obtener un agua con propiedades NP2. Tabla 4-6 presenta los resultados de este modelo para la tercera campaña de muestreo. En este caso, fue necesario para simular la evaporación de más agua para reproducir la concentración de Cl^- observada en NP2, esto debido a que el agua de la superficie (Canal) tiene un menor contenido de sólidos disueltos en comparación con NP6 de la modelación

previa. El intercambio catiónico y adsorción de metales reproduce satisfactoriamente las cantidades de metales pesados y cationes en NP2 con porcentajes de error por debajo del 10%. Con respecto a los aniones HCO_3^- , SO_4^{2-} y NO_3^- , las diferencias entre soluciones modeladas y NP2 pueden explicarse teniendo en cuenta la ocurrencia de procesos no modelados tal como se explica en el modelo previo. Por último, en el caso de los metales pesados, los resultados obtenidos se ajustan bastante bien a las cantidades observadas en NP2. Los errores para estas especies fueron: Cd ($1.7 \pm 1.8\%$), Cu ($2.5 \pm 3.0\%$), Pb ($2.5 \pm 3.0\%$) y Zn ($0.3 \pm 0.5\%$).

Tabla 4-6 Resultados de la modelación química de A. Canal a NP2

A. Proceso de evaporación de agua (10 etapas)				
Cantidad de agua evaporada: $\text{H}_2\text{O}_{(g)} = 29.1$ moles por kilogramo de agua (39.2 ± 5.9) ^b				
B. Procesos modelados simultáneamente				
2a. Equilibrio de fases			2b. Intercambio catiónico	
Fase	Índice de saturación	Moles ^c	Intercambiador	Moles intercambiados/kg de agua
Calcita	0.0	0	CaX_2	3.8×10^{-03} ($6.3 \times 10^{-03} \pm 5.1 \times 10^{-03}$)
Dolomita	0.0	0	MgX_2	4.2×10^{-03} ($2.3 \times 10^{-03} \pm 1.5 \times 10^{-03}$)
$\text{CO}_2(g)$	-1.6(-1.7 $\pm$ 0.1)	10	NaX	1.2×10^{-02} ($7.5 \times 10^{-03} \pm 3.5 \times 10^{-03}$)
$\text{O}_2(g)$	-1.2	10	CdX_2	7.8×10^{-07} ($6.3 \times 10^{-07} \pm 4.2 \times 10^{-07}$)
SiO_2	0.0	10	ZnX_2	1.8×10^{-06} ($3.0 \times 10^{-06} \pm 2.1 \times 10^{-06}$)
			CuX_2	4.8×10^{-04} ($2.6 \times 10^{-03} \pm 2.0 \times 10^{-03}$)
			PbX_2	2.6×10^{-06} ($3.3 \times 10^{-06} \pm 2.5 \times 10^{-06}$)
2c. Adsorción de metales				
Tipo de sitio	(Moles)		Área (m^2/g)	Masa (g)
O y OH de Fe	0.009 (0.008 $\pm$ 0.003)		600	0.01
C. Comparación química entre solución resultante del modelo y NP2				
Parámetro ^d	Solución inicial NP6	Solución resultante	Solución final NP2	%Error
HCO_3^-	3.4×10^{-03}	6.9×10^{-03}	9.0×10^{-03}	16.8 (25.0 $\pm$ 27.1)
Ca	2.1×10^{-03}	1.5×10^{-03}	1.7×10^{-03}	8.5 (2.8 $\pm$ 3.3)
Cd	2.1×10^{-07}	4.2×10^{-07}	4.6×10^{-07}	4.9 (1.7 $\pm$ 1.8)
Cl	1.1×10^{-02}	2.3×10^{-02}	2.3×10^{-02}	0.1 (0.1 $\pm$ 0.1)
Cu	1.4×10^{-06}	4.0×10^{-06}	4.1×10^{-06}	1.3 (2.2 $\pm$ 1.7)
K	2.5×10^{-05}	1.7×10^{-04}	1.5×10^{-04}	7.8 (3.1 $\pm$ 4.4)
Mg	2.8×10^{-03}	2.8×10^{-03}	3.0×10^{-03}	5.3 (3.5 $\pm$ 3.1)
NO_3^-	1.1×10^{-04}	3.5×10^{-04}	3.0×10^{-05}	155.6 (116.1 $\pm$ 56.0)
Na	1.1×10^{-03}	3.5×10^{-02}	3.6×10^{-02}	1.4 (1.6 $\pm$ 1.7)
Pb	<LD	3.9×10^{-07}	3.5×10^{-07}	1.6 (1.3 $\pm$ 1.1)
SO_4^{2-}	6.3×10^{-03}	1.3×10^{-02}	1.2×10^{-02}	6.8 (10.6 $\pm$ 9.6)
Zn	7.7×10^{-07}	8.3×10^{-07}	8.3×10^{-07}	0.0 (0.3 $\pm$ 0.5)
pH	8.4	7.1	7.4	1.9 (3.0 $\pm$ 2.8)
^a Los resultados corresponden a la tercer campaña de muestreo (Agosto 2008)				
^b Los valores entre paréntesis son la media y desviación estándar para las seis campañas modeladas				
^c Máxima cantidad de mineral o gas que puede disolverse				
^d Concentraciones en moles/kg de agua				
<DL Por abajo del límite de detección				

4.4.3 Modelación de agua subterránea – Origen NP8 a partir del Río Colorado

En la tabla 4-7 se presentan los resultados obtenidos de la modelación inversa realizada. La solución 0 (origen) corresponde a una muestra de agua procedente del Río Colorado que químicamente evoluciona a un agua con las características de la solución 1 (o final), es decir el agua perteneciente al pozo de monitoreo NP8. Si bien en esta tabla se presentan los resultados correspondientes a la campaña de junio de 2011, en general, los resultados concuerdan con la modelación correspondiente a octubre de 2011.

El porcentaje de incertidumbre se refiere a que durante el proceso de iteración las ecuaciones de balance emplean valores de los parámetros químicos de cada muestra que pueden estar comprendidos por arriba o por debajo de los datos de entrada. Así por ejemplo, una incertidumbre del 5%, digamos para el ion Na que presentó una concentración de 100 mg/L indica que PHREEQCI puede emplear valores comprendidos entre 95 y 105 mg/L para realizar las modelaciones y así para cada uno de los parámetros de la muestra de que se trate. Durante la modelación se ensayaron modelos con el menor porcentaje de incertidumbre posible en este caso 7.1% para la solución 0 y de 7.4% para la solución 1.

En cuanto a los procesos geoquímicos, la simulación predice los siguientes como los más importantes: a) Precipitación de minerales: calcita (CaCO_3), illita (Grupo de silicatos: $\text{K,H}_3\text{O}(\text{Al, Mg, Fe})_2(\text{Si, Al})_4\text{O}_{10}[(\text{OH})_2,(\text{H}_2\text{O})]$), jarosita-K ($\text{KFe}_3(\text{SO})_4(\text{OH})_6$) y cuprita (Cu_2O), b) Disolución: halita (NaCl), dolomita [$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$], yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), albita ($\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$), K-mica (familia de silicatos de Al, Fe, Ca, Mg), otavita (CdCO_3) y smithsonita (ZnCO_3), y c) Evaporación de agua.

El CaCO_3 es un mineral muy común en suelo, sobretodo en Europa y Norteamérica (Appelo & Postma, 2005). Como ya se trató previamente, los análisis químicos realizados en muestras correspondientes a la perforación NP8 revelan un contenido importante de carbonatos (CaCO_3 y $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) en suelo de entre 7 y 17% en peso para una profundidad de hasta 3 m (Tabla 4-1). El método analítico empleado no discrimina entre calcita y dolomita por lo que no es posible establecer la abundancia relativa de ambas. La precipitación del mineral calcita resultante de la modelación coincide con las relaciones iónicas Ca/Mg y Cl/ HCO_3 que también indican la ocurrencia de este proceso. En el caso del yeso, que

también es un mineral común (Pough 1988), si bien no se llevó a cabo la cuantificación de su contenido en suelo si se realizaron pruebas de tipo cualitativo a las muestras mencionadas con resultados positivos a su presencia en suelo.

De acuerdo con los resultados obtenidos de la modelación y a lo expuesto por Appelo & Postma (2005) existe evidencia para incluir varios de los procesos geoquímicos que ocurren en el suelo del basurero Vado Carranza, en un efecto neto denominado dolomitización: 1) Se parte de una rMg/Ca invariante o próxima al equilibrio, que a excepción del pozo NP1 (que es susceptible tanto a la influencia del basurero como a la actividad agrícola), se presenta de manera general en el resto de los pozos en los cuales la relación permanece relativamente constante entre la campaña de muestreo de junio y la de octubre de 2011 (Tabla 4-3). 2) Al presentarse la disolución de yeso (o anhidrita) causa un incremento en $[Ca^{+2}]$, 3) una mayor cantidad de $[Ca^{+2}]$ provoca la precipitación de calcita, 4) El menor contenido de calcita provoca la disminución de $[CO_3^{-2}]$, 5) El déficit del ion carbonato origina a su vez la disolución de dolomita proceso que requiere también un incremento de Ca^{+2} para mantener la relación Mg/Ca constante (Tabla 4-3).

En el caso de la evaporación de agua y disolución de halita la modelación de estos procesos se basó en la propiedad conservativa del ion Cl . Las cantidades reportadas en la tabla 4-7 para la disolución de halita (0.22 moles/Kg agua) y evaporación de agua (11 moles/Kg agua) permiten la igualación con la concentración observada en NP8. La evaporación de agua depende de las variaciones climáticas a lo largo del año, siendo los meses de julio y agosto los que presentan mayor evapotranspiración potencial (~1000 mm agua/mes) (Gómez-Puentes et al., 2013). Por lo cual se ensayaron diferentes combinaciones, durante las simulaciones, para las cantidades relacionadas con este par de procesos considerando tanto niveles ínfimos o despreciables de evaporación de agua hasta varias decenas de moles/Kg de agua evaporados. Los resultados para las diferentes combinaciones fueron esencialmente los mismos en cuanto a la predicción de los procesos geoquímicos que los presentados en el ejemplo de la tabla 4-7. El en caso de la halita se requiere que una cantidad importante sea disuelta (el rango obtenido durante las modelaciones osciló entre 3 y 14 g $NaCl/Kg$ de agua). Dadas las características ambientales predominante en la zona de estudio, entre ellas la no ocurrencia de intrusión marina, la

modelación pone en evidencia el impacto antropogénico derivado de la disposición de residuos sólidos en el tiradero.

Tabla 4-7 Resultados de la modelación inversa para NP8 a partir del agua del Río Colorado

1. Definición de soluciones y % incertidumbre obtenido					
Solución 0 (Origen) Agua Río Colorado			7.1 %		
Solución 1 (Final) NP8			7.4 %		
2. Resultados de la modelación					
2A. Fases minerales					
Fase	Proceso	moles/Kg agua	Fase	Proceso	moles/Kg agua
Halita (NaCl)	disolución	0.2	H ₂ O _(g)	Evaporación	11.0
Calcita (CaCO ₃)	precipitación	7.2X10 ⁻²	Illita	Precipitación	8.0X10 ⁻²
Dolomita (CaMg(CO ₃) ₂)	disolución	3.4X10 ⁻²	K-mica	Disolución	4.6X10 ⁻²
Yeso (CaSO ₄ ·2H ₂ O)	disolución	3.8X10 ⁻²	Jarosita-K	Precipitación	3.2X10 ⁻³
Otavita (CdCO ₃)	disolución	1.2X10 ⁻⁸	Albita (NaAlSi ₃ O ₈)	Disolución	4.8X10 ⁻²
Smithsonita (ZnCO ₃)	disolución	1.5X10 ⁻⁵	Cuprita (Cu ₂ O)	Precipitación	4.7X10 ⁻³
2B. Intercambio catiónico					
Intercambiador	Proceso	Moles intercambiados/kg agua			
FeX ₂	Precipitación	1.4X10 ⁻²			
CuX ₂	Disolución	9.5X10 ⁻³			
PbX ₂	Disolución	1.5X10 ⁻⁶			
2C. Comparación de soluciones					
Parámetro	NP8 (muestra real)	NP8 (solución modelada)	%Error		
pH	7.5	7.5	0.03		
HCO ₃ ⁻	2.6X10 ⁻²	2.4X10 ⁻²	5.0		
Cl	2.6X10 ⁻¹	2.4X10 ⁻¹	3.8		
Mg	1.4X10 ⁻²	1.5X10 ⁻²	3.6		
Na	2.8X10 ⁻¹	3.0X10 ⁻¹	3.6		
SO ₄	4.0X10 ⁻²	3.8X10 ⁻²	3.8		
Para el resto de los parámetros (Al, Ca, K, Cd, Cu, Fe, Zn, Si) el modelo presentado predice las mismas concentraciones para NP8 real y NP8 resultante (modelada).					

El proceso de precipitación del grupo Jarosita-K se interpreta como una respuesta de equilibrio termodinámico frente al alto contenido del ion SO₄⁻² en el pozo NP8 mas asociado con la actividad antropogénica del área que con el proceso natural de oxidación de sulfuros de hierro que favorece su formación (la ocurrencia potencial de este proceso es incompatible con la abundante presencia de carbonatos en el sitio). La disolución de K-mica (grupo de aluminosilicatos dentro del que destacan los minerales biotita y moscovita) es posible debido a su ocurrencia en rocas tanto metamórficas como de tipo sedimentario. La precipitación de

ilita, un tipo de arcilla, también es posible al ser un material común en sedimentos, suelos y rocas arcillosas sedimentarias. En el caso de la albita que es un silicato de aluminio y potasio (pertenece al grupo de los feldespatos) su ocurrencia es posible en rocas metamórficas de grado inferior, como las formadas bajo condiciones de presión y temperaturas bajas y en rocas de tipo sedimentario.

4.4.4 Modelación de agua subterránea – Origen NP8 a partir de agua de lluvia

Los resultados de esta modelación se presentan en la tabla 4-8. En términos generales los resultados obtenidos en esta modelación concuerdan con los presentados en la sección anterior solo que al ser la solución origen un agua más diluida (agua de lluvia) el programa predice cantidades superiores de minerales y metales intercambiados para que se presenten los diferentes procesos modelados predominando la disolución de halita, la evaporación de agua y la precipitación de calcita.

La modelación inversa también permite la modelación a partir de mezclas de aguas en nuestro caso dicha mezcla podría consistir en la combinación de diferentes proporciones de agua de lluvia y del Río Colorado. La mezcla resultante una vez sujeta a diversos procesos geoquímicos podría dar origen a un agua como la observada en NP8. Se ensayaron varias combinaciones (porcentajes de mezcla entre Río Colorado y agua de lluvia) obteniéndose esencialmente los mismos resultados previamente expuestos.

Tabla 4-8 Resultados de la modelación inversa para NP8 originada a partir de agua de lluvia

1. Definición de soluciones y % incertidumbre obtenida					
Solución 0 (Origen) Agua de lluvia			5.6 %		
Solución 1 (Final) NP8			6.8 %		
2. Resultados de la modelación					
2A. Fases minerales					
Fase	Proceso	moles/Kg agua	Fase	Proceso	moles/Kg agua
Halita	Disolución	0.24	Albita	Disolución	5.9×10^{-2}
H ₂ O _(g)	Evaporación	2.0	Ilita	Precipitación	1.3×10^{-1}
Calcita	Precipitación	8.3×10^{-2}	K-mica	Disolución	8.0×10^{-2}
Dolomita	Disolución	4.7×10^{-2}	SiO ₂	Disolución	3.8×10^{-2}
Yeso	Disolución	3.8×10^{-2}	CO _{2(g)}	Disolución	9.7×10^{-3}
2B. Intercambio catiónico					
Intercambiador	Proceso		Moles intercambiados/kg agua		
LiX	Disolución		5.2×10^{-5}		

FeX ₂	Disolución	6.7X10 ⁻⁶	
CuX ₂	Disolución	2.7X10 ⁻⁶	
ZnX ₂	Disolución	2.5X10 ⁻⁵	
PbX ₂	Disolución	1.5X10 ⁻³	
MnX ₂	Disolución	1.4X10 ⁻⁵	
BaX ₂	Disolución	1.2X10 ⁻⁷	
2C. Comparación de soluciones			
Parámetro ^a	NP8 (muestra real)	NP8 (solución modelada)	%Error
pH	7.5	7.5	0.03
HCO ₃ ⁻	2.6X10 ⁻²	2.4X10 ⁻²	7.3
Ca	2.5X10 ⁻³	2.6X10 ⁻³	6.4
Cl	2.6X10 ⁻¹	2.4X10 ⁻¹	7.3
K	2.3X10 ⁻³	2.3X10 ⁻³	0.0
Na	2.8X10 ⁻¹	3.0X10 ⁻¹	6.4
Mg	1.4X10 ⁻²	1.5X10 ⁻²	6.4
SO ₄	4.0X10 ⁻²	3.8X10 ⁻²	7.3
Para el resto de los parámetros (Al, Ba, Cd, Cu, Fe, Li, Mn, Zn, Si) el modelo presentado predice las mismas concentraciones para NP2 real y NP2 modelada			
^a Concentraciones en moles/kg de agua			

4.4.5 Transporte de solutos en 1D – Zona Saturada

Para la modelación en la zona saturada se utilizó el módulo de transporte del programa PHREEQC. Se emplearon 40 celdas cada una con una longitud de 5.5 m cubriéndose la distancia entre los pozos de monitoreo NP8 y NP2 (220 m). Se consideró un desplazamiento de tipo advectivo-dispersivo con un tiempo de paso de 1 año y un coeficiente de dispersividad de 0.015 m. Este tiempo de paso resulta al considerar al acuífero de la zona como un acuitardo estimando la velocidad de flujo del agua subterránea en el orden de 1x10⁻⁶ m/s.

En la tabla 4-9 se presentan los resultados obtenidos. En primer lugar destacan los procesos geoquímicos modelados: disolución de los minerales halita (NaCl), dolomita (CaMg(CO₃)₂) y yeso (CaSO₄· 2 H₂O) así como el intercambio de Ca, Mg, K, Cu, Pb y Zn. Como se ha discutido previamente, los procesos experimentados por los minerales calcita, dolomita y yeso se combinan para dar origen al proceso más general de dolomitización que junto con la disolución de halita y adición tanto de cationes como de metales pesados ponen en evidencia el impacto antropogénico más que su ocurrencia natural (geogénica).

Como puede apreciarse en la tabla 4-9, los porcentajes de error (diferencia porcentual relativa) entre la solución resultante (o modelada) y las cantidades observadas en NP2 son inferiores al 5% excepto para el Na (7.4%). Lo anterior es un indicativo de excelente precisión del modelo presentado.

Tabla 4-9 Resultados de la modelación del transporte de solutos en zona saturada

1. Modelación de fases minerales			
Fase	Proceso modelado	Cantidad (moles/Kg H ₂ O)	
Halita	Disolución	0.016	
H ₂ O _(g)	Evaporación	0.2	
Calcita	Equilibrio	Solo precipitación	
Dolomita	Equilibrio	Solo disolución	
Yeso	Equilibrio	Solo disolución	
2. Modelación de Intercambio catiónico			
Intercambiador	Proceso modelado	Moles intercambiados/kg agua	
KX	Disolución	1.5X10 ⁻⁴	
CuX ₂	Disolución	8.2X10 ⁻⁷	
ZnX ₂	Disolución	4.6X10 ⁻⁵	
PbX ₂	Disolución	8X10 ⁻⁸	
CaX ₂	Disolución	2.5X10 ⁻³	
MgX ₂	Disolución	1.2X10 ⁻³	
3. Comparación de soluciones (concentración: moles/Kg H ₂ O)			
Parámetro	NP2 (muestra real)	NP2 (solución modelada)	% Error
pH	7.2	7.5	4.6
HCO ₃ ⁻	7.06X10 ⁻³	7.08X10 ⁻³	0.4
Ca	2.33X10 ⁻³	2.34X10 ⁻³	0.6
Cl	2.48X10 ⁻²	2.59X10 ⁻²	4.3
K	2.08X10 ⁻⁴	2.10X10 ⁻⁴	1.1
Na	3.50X10 ⁻²	3.24X10 ⁻²	7.4
Mg	1.44X10 ⁻³	1.47X10 ⁻³	1.9
SO ₄	3.34X10 ⁻³	3.35X10 ⁻³	0.3
Cu	1.58X10 ⁻⁶	1.57X10 ⁻⁶	0.5
Pb	1.21X10 ⁻⁷	1.22X10 ⁻⁷	0.8
Zn	3.53X10 ⁻⁵	3.52X10 ⁻⁵	0.2

Finalmente en la figura 4-5 se presenta el perfil de concentraciones obtenido para el ion Cl⁻ para diferentes periodos de tiempo (20, 40, 60 y 80 años). En la figura puede apreciarse que alrededor de los 20 años (tiempo de operación del basurero) el frente de avance para este soluto alcanza un avance alrededor de los 100 m. Este perfil de avance corresponde con los perfiles geoelectrónicos que identifican zonas más conductoras en el subsuelo dentro

de esta distancia observándose por el contrario zonas más resistivas a partir de dicha distancia (ver Fig. 4-1).

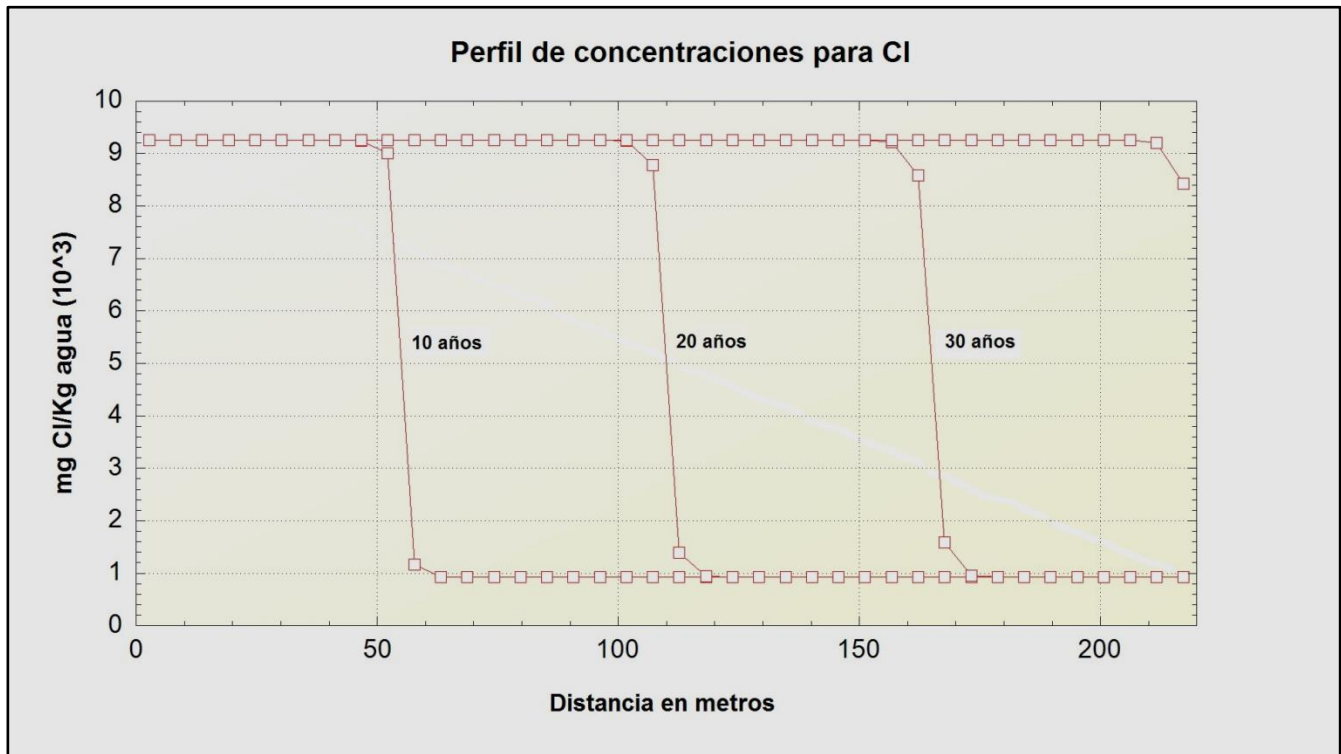


Figura 4-5 Distribución espacial y temporal para el contenido de Cl en la zona saturada para el transecto comprendido entre NP8 (0) y NP2 (220 m)

4.4.6 Zona vadosa - Transporte de solutos en 1D

Los resultados para la modelación de transporte de solutos a través de la zona vadosa se presentan en la tabla 4-10. Como puede apreciarse en dicha tabla, la mayoría de los procesos considerados para la modelación se basan en la disolución de minerales, principalmente carbonatos, considerando la oxidación promovida por la quema a cielo abierto de residuos, su acumulación e infiltración en el subsuelo. La inclusión de estos procesos permite modelar la incorporación de cationes y metales pesados: sodio (disolución de albita y halita), calcio y magnesio (disolución de dolomita), cadmio (disolución de otavita), cobre (disolución de cuprita), plomo (disolución de cerrusita) y zinc (disolución de esmitsonita). En el caso de los aniones, tanto la evaporación de agua como la disolución de halita se combinan para modelar el contenido del ion cloruro (Cl^-), la disolución de carbonatos y la

variación de $\text{CO}_{2(g)}$ indican directamente en la concentración de bicarbonatos (HCO_3^-) y finalmente la disolución de yeso afecta el contenido de sulfatos (SO_4^{2-}). Los porcentajes de error señalados en la tabla 4-10 evidencian ajustes excelentes entre la solución resultante de la modelación y la muestra real analizada para el pozo NP8. Tanto metales pesados, cationes e ion cloruro presentan valores inferiores al 1%. El pH que es afectado principalmente por el contenido de HCO_3^- y $\text{CO}_{2(g)}$ disuelto, presenta buen ajuste con un error de 2.3%. Finalmente puede apreciarse que las mayores desviaciones las presentan los iones HCO_3^- (57%) y SO_4^{2-} (43%). Para estos aniones la concentración de la solución modelada está por debajo de la muestra NP8 real lo que sugiere la ocurrencia de otros procesos no considerados en la modelación como pueden ser la oxidación de S (en estados reducidos) para dar lugar al incremento de SO_4^{2-} en el agua subterránea así como una mayor disolución de carbonatos y/o variaciones de CO_2 que harían variar el contenido de HCO_3^- .

Tabla 4-10 Resumen de resultados para la modelación a través de la zona vadosa (perforación en NP8)

1. Modelación de fases minerales			
Fase	Proceso modelado	Fase	Proceso modelado
H ₂ O	Evaporación	Albita (NaAlSi ₃ O ₈)	Disolución
Halita (NaCl)	Disolución	Cerrusita (PbCO ₃)	Disolución
Dolomita (CaMg(CO ₃) ₂)	Disolución	Esmitsonita (ZnCO ₃)	Disolución
Yeso (CaSO ₄ ·2H ₂ O)	Disolución	Cuprita (Cu ₂ O)	Disolución
Otavita (CdCO ₃)	Disolución	Calcita (CaCO ₃)	Precipitación
2. Intercambio catiónico			
Intercambiador		Proceso modelado	
KX		Disolución K	
MgX ₂		Disolución de Mg	
3. Comparación de soluciones (concentración: moles/Kg H ₂ O)			
Parámetro	NP8 (muestra real)	NP8 (solución modelada)	% Error
pH	7.00	6.84	2.3
HCO ₃ ⁻	2.85X10 ⁻²	1.23X10 ⁻²	57
Ca	2.47X10 ⁻³	2.49X10 ⁻³	0.7
Cl	2.61X10 ⁻¹	2.62X10 ⁻¹	0.5
K	2.27X10 ⁻³	2.26X10 ⁻³	0.6
Na	2.83X10 ⁻¹	2.83X10 ⁻¹	0.2
Mg	1.32X10 ⁻²	1.33X10 ⁻²	0.8
SO ₄	4.04X10 ⁻²	2.30X10 ⁻²	43
Cd	1.25X10 ⁻⁸	1.25X10 ⁻⁸	0.5
Cu	2.70X10 ⁻⁶	2.69X10 ⁻⁶	0.2
Pb	1.46X10 ⁻⁶	1.46X10 ⁻⁶	0.3
Zn	2.50X10 ⁻⁵	2.50X10 ⁻⁵	0.2

Finalmente en la figura 4-6 se presenta el perfil de concentraciones obtenido para los metales pesados (Cd, Cu, Pb y Zn) a través de la zona vadosa (perforación NP8) considerando condiciones ideales (columna saturada, transporte advectivo en 1D, intercambio catiónico, evaporación de agua y disolución de minerales). El desarrollo en pares de los perfiles de concentración muestra que los procesos considerados para modelar hacen variar en la misma proporción por un lado al Pb y Cd y por otro a Cu y Zn. En todo caso queda claro que se ve favorecida la incorporación de Zn y Cu en mayor proporción que Cd y Pb.

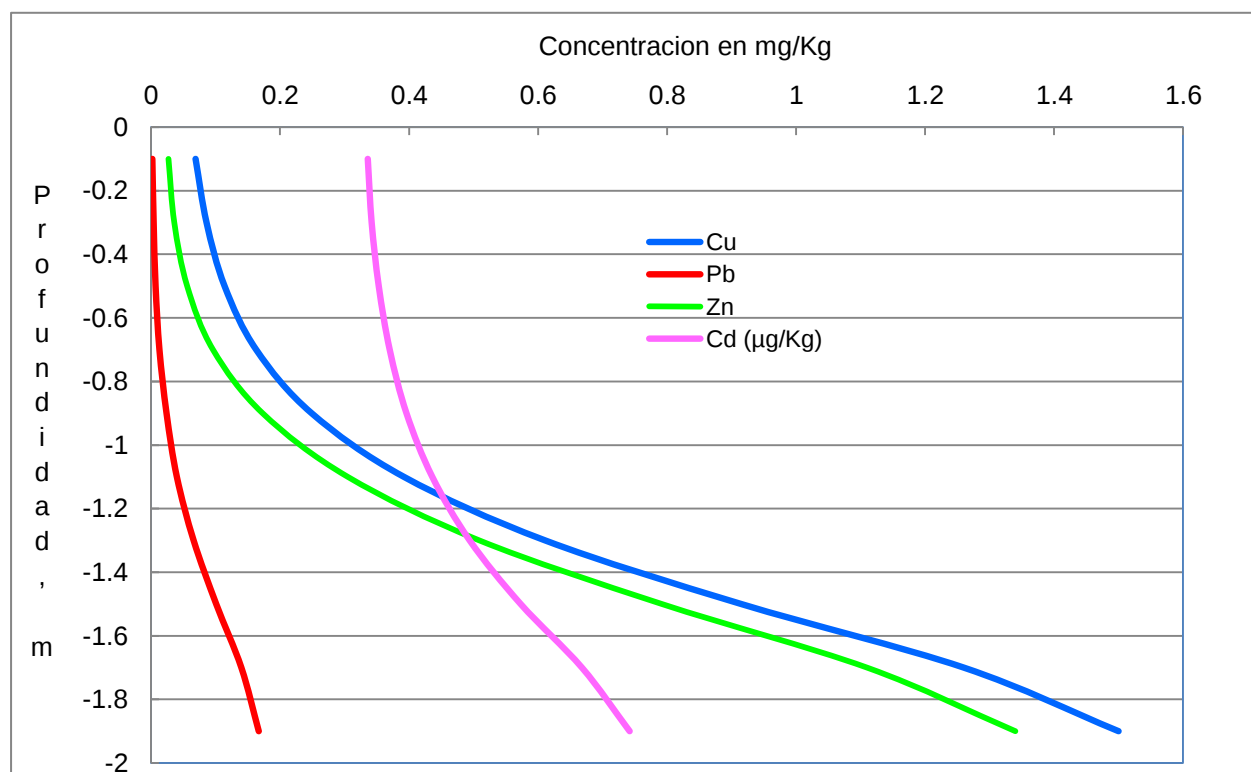


Figura 4-6 Perfil de concentraciones para metales pesados a trav3s de la zona vadosa (perforaci3n en el pozo NP8)

5. CONCLUSIONES

El agua subterránea en la zona de estudio se caracteriza por su elevado contenido de sólidos disueltos predominando las especies Na^+ , Cl^- y SO_4^{-2} tal como lo ponen en evidencia los correspondientes diagramas de Piper. En el caso de los metales pesados destacan en orden de predominancia Zn, Cu, Ni, Pb y Cr. Asimismo se detectó una anomalía en el pozo NP8 cuyo contenido de sólidos disueltos supera en promedio unas 8 veces al resto de las muestras.

Las relaciones iónicas $r\text{Ca}/r\text{Mg}$ y $r\text{SO}_4/r\text{Cl}$ resultantes de los análisis de las muestras de agua subterránea sugieren la existencia de procesos relacionados con la actividad antropogénica tanto la agrícola como la disposición de los residuos sólidos. Por otro lado, la disminución experimentada por $r\text{Ca}/r\text{Mg}$ (10%) de junio a octubre de 2011 sugiere el proceso de precipitación de calcita.

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 HCO_3^- , NO_3^- y SO_4^{-2} , este trabajo hace evidente la trascendencia de los procesos reductores originados por 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.

Las modelaciones inversas realizadas para explicar la evolución que dio origen al tipo de agua con las características químicas observadas en NP8 sugieren como los procesos claves la disolución de halita y a la evaporación de agua. La escasa probabilidad de ocurrencia del mineral halita en la zona de estudio aunado a la apreciable cantidad de

disolución del mismo que demandan las modelaciones realizadas sugieren que el aporte de los iones Na^+ y Cl^- al agua subterránea pueden atribuirse preferentemente a las actividades propias del basurero donde, por ejemplo, los residuos plásticos pueden ser la principal fuente aportadora de Cl^- . Otros procesos importantes de acuerdo a las modelaciones son la disolución de yeso, dolomita y $\text{CO}_{2(g)}$ así como la precipitación de calcita. Asimismo con las modelaciones realizadas se aportó evidencia de la ocurrencia del proceso dolomitización que de manera global liga varios de los procesos resultantes de las simulaciones y así como el comportamiento temporal del agua subterránea.

Los perfiles eléctricos revelan a la zona centro-sur (suroeste de la zona cubierta por los perfiles) del basurero como la de mayor conductividad. El pozo NP8 se ubica dentro de esta zona, por lo que ambos métodos, geofísica e hidroquímica, evidencian la acumulación preferencial de contaminantes en esta parte del basurero. También, se ha identificado una zona subterránea de mayor resistividad que puede corresponder a un flujo local preferencial en la dirección este-oeste. El avance del frente salino corresponde con los resultados de la modelación de transporte de solutos en 1D en la zona saturada.

Por otra parte, el nivel freático presenta un ciclo anual de comportamiento de acuerdo con los procesos de evapotranspiración y riego. Durante el verano, el nivel freático es más profundo, debido a la ausencia de agua de riego y a una mayor evapotranspiración, provocando un agua subterránea más enriquecida en solutos. Por otro lado, en invierno una menor evapotranspiración así como el inicio de la temporada de riego agrícola favorecen la elevación del nivel freático. Los pozos de monitoreo ubicados en el interior del vertedero (NP5, NP7 y NP8) y en la flujo del agua subterránea (NP1 y NP2) presentaron contenidos relativamente constante de sólidos disueltos durante las diferentes campañas de muestreo. Esto se explica considerando el incremento en la salinidad del agua subterránea debido a su interacción con el basurero. Durante la temporada de riego, los niveles de agua aumentan y favorecen la disolución de solutos de los horizontes más profundos del vertedero, para contrarrestar el fenómeno de la dilución provocada por la adición de agua.

La investigación realizada aporta información valiosa sobre la naturaleza de los procesos geoquímicos que tienen lugar en una región semiárida, donde están presentes además las

interacciones del agua subterránea-vertedero, se pueden transferir o correlacionar a cualquier zona árida o semiárida del mundo, donde la predominancia de este tipo de clima puede afectar el destino y el transporte de contaminantes. Este tipo de estudio puede dar idea importante sobre el movimiento y la concentración de contaminantes en los ambientes desérticos.

6. PRESENTACIÓN DEL ESTUDIO

6.1 Explique la responsabilidad de cada autor respecto a las publicaciones presentadas

6.1.1 Revista internacional de contaminación ambiental

En esta revista se publicó el artículo denominado “*Modelación geoquímica del agua subterránea en un sitio de disposición de residuos sólidos urbanos*” con fecha de aceptación de febrero de 2012.

A continuación se describe la aportación de cada uno de los autores:

Dr. Jaime Alonso Reyes López, director de tesis, su apoyo consistió en revisar y corregir el manuscrito previo a su envío a revista.

Dra. Dina Areli Larios López, profesora de la Universidad de Ohio (USA) y codirectora de tesis, colaboró en la revisión y correcciones del artículo así como en el desarrollo de la modelación geoquímica presentada.

Dr. Salvador Belmonte-Jiménez, su apoyo consistió en revisar y corregir el manuscrito previo a su envío a revista

6.1.2 Environmental earth sciences

En esta revista se publicó el artículo denominado “*Geochemical processes controlling the groundwater contaminants released by a dump in an arid region of Mexico*” con fecha de aceptación de marzo de 2013.

Aportaciones de los autores:

Dr. Jaime Alonso Reyes López, director de tesis, su apoyo consistió en revisar y corregir el manuscrito previo a su envío a revista.

Dra. Dina Areli Larios López, Profesora de la Universidad de Ohio (USA) y codirectora de tesis, colaboró en la revisión y correcciones del artículo así como asesoramiento durante

desarrollo de la modelación geoquímica, descripción de procesos geoquímicos así como los cálculos de evapotranspiración potencial.

Dra. Concepción Carreón Diazconti, investigadora del Instituto de Ingeniería de la UABC, colaboró en la revisión y correcciones del artículo así como asesoramiento durante desarrollo de la descripción de procesos hidrogeológicos y geoquímicos.

Dr. Salvador Belmonte-Jiménez, su apoyo consistió en revisar y corregir el manuscrito previo a su envío a revista

6.1.3 Journal of environmental management

A esta revista se ha enviado el manuscrito denominado: *“Geochemical modeling and low-frequency geoelectrical methods to evaluate the impact of an open dump in arid and deltaic environments”*.

Participación de los autores:

Dr. Jaime Alonso Reyes López, director de tesis, su apoyo consistió en revisar y corregir el manuscrito así como en la recolección, tratamiento e interpretación de los datos obtenidos de los perfiles eléctricos realizados.

Dra. Dina Areli Larios López, Profesora de la Ohio University, USA, codirectora de tesis, colaboró en la revisión y correcciones durante la redacción del artículo principalmente en la parte de hidroquímica.

Dr. Marco Antonio Pérez Flores, su apoyo consistió en la revisar y corregir el manuscrito así como en la recolección, tratamiento e interpretación de los datos obtenidos de los perfiles eléctricos.

Dra. Socorro Romero-Hernández, investigadora y jefa del laboratorio químico ambiental de instituto de ingeniería de la UABC, su apoyo consistió en la revisión y corrección del manuscrito sobretodo en la parte correspondiente a los análisis químicos y su interpretación.

Dr. Onofre García Cueto, profesor investigador del Instituto de Ingeniería de la UABC, su colaboración consistió en la revisión y correcciones del manuscrito sobretodo en la descripción del medio físico.

Los métodos, resultados y conclusiones de este estudio son presentados en los artículos contenidos en los anexos de esta disertación. El siguiente es un resumen de las contribuciones más relevantes de estas publicaciones:

6.2 Revista internacional de contaminación ambiental

En el artículo publicado en esta revista se presentó la modelación geoquímica del agua subterránea realizada con el programa PHREEQC. Dicha modelación se llevó a cabo con el objeto de estimar su evolución química en el área del tiradero tomado como base tanto la dirección de flujo así como los parámetros físicos y químicos medidos en la red piezométrica instalada en el área del basurero.

Aportaciones:

- Los procesos geoquímicos resultantes de las modelaciones realizadas para las diferentes campañas de muestreo, reproducen satisfactoriamente tanto la evolución especial como temporal del agua subterránea en el tiradero Vado Carranza.
- 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%.
- Los resultados para los aniones bicarbonato HCO_3^- , nitrato NO_3^- y sulfato SO_4^{2-} , 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. Este mismo proceso explica las posibles variaciones tanto de la presión parcial de CO_2 así como de la cantidad de HCO_3^- disuelto que a su vez influye en el valor de pH del agua.

- 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.

6.3 Environmental earth sciences

En este artículo se enfocó a la calidad del agua subterránea (AS), suelo y subsuelo en la zona de estudio en cuanto al contenido de iones mayoritarios y metales pesados (Cu, Cd, Ni, Pb y Zn). En la modelación química realizada se incluyó un modelo que considera la influencia de la actividad agrícola sobre la calidad del AS en tanto que un modelo adicional fue probado para estimar el impacto del tiradero también sobre el AS.

Aportaciones:

- Se presenta evidencia del impacto sobre el agua subterránea en la zona del basurero Vado Carranza. Los resultados obtenidos sugieren por un lado la afectación debida a la disposición de residuos (contenidos elevados de Na^+ y Cl^-) así como al riego agrícola (concentraciones apreciables de Cu, SO_4^{2-} y NO_3^-).
- La quema de los RSU es responsable del enriquecimiento de metales pesados principalmente en el suelo. Los resultados y topografía del sitio indican que la distribución preferencial de estos elementos son las zonas del basurero más bajas, debido posiblemente al arrastre que sufren durante la época de precipitación.
- El cálculo de la evapotranspiración, las variaciones temporales del nivel freático, sólidos disueltos en AS y periodo de irrigación agrícola se utilizaron para explicar las interacciones que se dan entre basurero y nivel freático.
- Los dos modelos obtenidos para la evolución química del agua subterránea se ajustan bien a los valores observados. Ambos ponen en evidencia la importancia del proceso evaporativo del agua como un medio que incrementa la concentración de solutos en AS.

- Los resultados de esta caracterización proporcionar información sobre los principales procesos geoquímicos que participan en la transporte y destino de los solutos en zonas de baja precipitación, evapotranspiración alta y acuíferos poco profundos. Dichos resultados pueden ser transferidos a cualquier zona árida o semiárida del mundo. Este tipo de estudios proporcionan información relevante sobre el movimiento y concentración de contaminantes en los ambientes desérticos.

6.4 Journal of Environmental Management

Se publicaron los resultados de la investigación llevada a cabo con el propósito de evaluar la distribución espacial de la carga de lixiviados asociados con un tiradero a cielo abierto de residuos sólidos urbanos usando tanto técnicas geoeléctricas (tomografía de resistividad eléctrica) como técnicas geoquímicas (análisis de agua subterránea y modelación química mediante el programa PHREEQC).

Aportaciones:

- El estudio revela la presencia de una zona anómala de mayor concentración de contaminantes tanto en suelo como agua subterránea. En este sitio el agua subterránea, obtenida a partir del pozo de monitoreo NP8, presentó una concentración de sólidos disueltos 8 veces superior al promedio del resto de los sitios de control.
- Las relaciones iónicas rMg/Ca y rSO_4/Cl calculadas a partir del agua subterránea sugieren la realización de actividades antropogénicas como fuentes de contaminación en el área de estudio. Asimismo estas relaciones evidencian la ocurrencia de precipitación de calcita.
- La modelación geoquímica del agua subterránea aparte de revelar la ocurrencia de procesos claves como la evaporación y disolución de halita (NaCl) asimismo sugiere la ocurrencia de un conjunto de procesos que pueden agruparse en un más amplio denominado dolomitización.
- Los perfiles eléctricos realizados revelaron a la zona centro-sur (suroeste de la zona cubierta por los perfiles) del basurero como la de mayor conductividad. El pozo NP8

se ubica dentro de esta zona, por lo que ambos métodos, geofísica e hidroquímica, sugieren la acumulación preferencial de contaminantes en esta parte del basurero.

6.5 4to. Simposio iberoamericano de ingeniería de residuos y 4to. Encuentro nacional de expertos en residuos sólidos

En este simposio y encuentro nacional de expertos en residuos sólidos, realizado en México, D.F., del 4 al 7 de octubre de 2011, se presentó en forma oral el trabajo técnico titulado: “Evolución química del agua subterránea en un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos ubicado en el Valle de Mexicali, B. C.

Aportaciones:

- En el trabajo presentado se aportó evidencia del impacto ocasionado al agua subterránea por las actividades de disposición de residuos llevadas a cabo en el basurero “Vado Carranza”
- Se presentaron los resultados preliminares de la modelación de la evolución química del agua subterránea en la zona del basurero.

REFERENCIAS

- Abu-Rukah & Al-Kofahi O (2001). The assessment of the effect of landfill leachate on Groundwater quality – a case study. El-Akader landfill site – north Jordan. *J Arid Environ* 49(3):615–630.
- Abu-Jaber N & Ismail M (2003). Hydrogeochemical modeling of the shallow groundwater in the northern Jordan Valley. *Environ Geol* 44(4):391-399. doi: 10.1007/s00254-003-0770-9
- Aiuppa A, Federico C, Allard P, Gurrieri S, Valenza M (2005). Trace metal modeling groundwater–gas–rock interactions in a volcanic aquifer: Mount Vesuvius, Southern Italy. *Chem Geol* 216:289–311
- Al-Harbi O, Hussain G, Khan MM (2008). Hydrogeochemical processes and isotopic characteristics of Inland Sabkha, Saudi Arabia. *Asian J Earth Sci* 1(1):16-30.
- Allison, J.D., D.S. Brown & K.J. Novo-Gradac (1991). MINTEQA2. A geochemical assessment database and test cases for environmental systems: Vers. 3.0 user's manual.- Report EPA/600/3-91/-21. Athens, GA:US EPA.
- Al-Yaqout & M. F. Hamoda (2003). Evaluation of landfill leachate in arid climate – a case study. *Environment International*, Vol. 29, Issue 5, pp. 593-600.
- Andreottola, G. & P. Cannas (1992). Chemical and Biological characteristics of landfill leachate. In: Christensen, T.H. Cossu, R. Stegmann, R. (Eds), *Landfilling of waste: Leachate*. Elsevier, London, pp. 65-88.
- Appelo, C.A.J. & D. Postma, (2005). *Geochemistry, groundwater and pollution*. 2nd Edition, by A.A. Balkema Publishers, Leiden.
- Ariel (1970). Estudio hidrogeológico completo de los acuíferos del Valle de Mexicali, B.C. y mesa de San Luis, Son./Complete hydrological study of the aquifers within the Mexicali Valley, B.C. and the flat plains of San Luis, Son. Reporte interno Comisión Nacional del Agua/Internal report National Commissioned of Water.
- Armijo de Vega, C., Ojeda-Benítez, S., Quintanilla-Montoya, A.L. (2006). Waste management system in Mexico: history, state of art and trends. *Proceedings The Twenty-First International Conference On Solid Waste Technology and Management*, pp. 354-364. ISSN: 1091-8043. © 2006 The Journal of Solid Waste Technology and Management.
- Armijo de Vega, C., Ojeda-Benítez, S., Ramírez-Barreto, M. E. (2008). Solid waste characterization and recycling potential for a university campus. *Waste Management* 28 (2008) S21-S26.

Arneth, J.-D., Milde, G., Kerndorff, H., Schleyer, R., (1989). Waste deposit influences on groundwater quality as a tool for waste type and site selection for final storage quality. In: Baccini, P. (Ed.), *The landfill* vol. 20 Springer, Berlin, pp. 399-424.

Bernache, G. (2003). The environmental impact of municipal waste management: the case of Guadalajara metro area. *Resources Conservation and recycling*. 39 (3) 223-237.

Ball J.W. & D.K. Nordstrom (1991). User's manual for WATEQ4F – US geological Survey Open-file Report pp. 91-183.

Blight G E, Fourie AB (2005). Experimental landfill caps for semi-arid and arid climates. *Waste Manage Res*, 23(2):113-125. DOI: 10.1177/0734242X05052458

Buchter B, Davidoff B, Amacher MC, Hinz C, Iskandar IK, Selim HM (1989). Correlation of Freundlich K_d and n retention parameters with soils and elements. *Soil Sci* 148(5):370–379

Buenrostro Delgado, O., Márquez-Benavides, L., Pinette Gaona, F. (2008). Consumption patterns and household hazardous solid waste generation in an urban settlement in Mexico. *Waste Management* 28 (2008) S2-S6.

Cartwright, K. & M.R. McComas (1968). Geophysical surveys in the vicinity of sanitary landfills in northeastern Illinois. *Ground Water* 6 (5), 23–30.

Chian, E.S.K. & De Walle, F.B., (1977). Characterization of soluble organic matter in leachate. *Environ. Sci. Technol.* 11, pp. 158-163

Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Albrechtsen, H.J., Heron, G., Nielsen, P.H., Bjerg, P.L., Holm, P.E. (1994). Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers. *Critical Review in Environmental Science Technology*, vol. 24, pp. 119-202.

Christensen, T.H., Kjeldsen, P., P. L. Bjerg, D.L. Jensen, J.B. Christensen, A. Baun, H.J. Albrechtsen, G. Heron (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry* 16, 659-718.

Chu, L. M., Cheung, K.C., Wong, M.H. (1994). Variations in the chemical properties of landfill leachate. *Environ. Manag.* 18, 105-117.

Cousins IT, Beck AJ, Jones KC (1999). A review of the processes involved in the exchange of semi-volatile organic compounds (Svoc) across the air-soil interface. *Sci Total Environ* 228:5–24

Cruz Rieva, Reynaldo (2002). Cuantificación de efectos ambientales de un tiradero a cielo abierto. Caso de estudio. XXVIII Congreso de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún, Méx., octubre de 2002.

Custodio, E., & Llamas, M. R. (1983). Hidrología Subterránea. Ed. Omega. Barcelona, 2 tomos, 2359 pp.

Davies C.W. (1962). Ion association. Butterwoths, London: p. 190.

Deutsch W.J. (1997). Goundwater Geochemistry: Fundamentals and applications to contamination. CRC Press. pp. 232

DOF (Diario Oficial de la Federación) (1994). Norma Oficial Mexicana NOM-014-SSA1-1993. Procedimientos sanitarios para el muestreo de agua para uso y consumo humano en sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 12 de agosto de 1994.

DOF (Diario Oficial de la Federación) (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Publicada en el Diario oficial de la Federación el 23 de abril de 2003.

DOF (Diario Oficial de la Federación) (2003). Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 08 de octubre de 2003.

Ehrig, H.J. (1983). Quality and quantity of sanitary landfill leachate. Waste Manag. Res. 1, 53-68.

Ehrig, H.J. (1988). Water and element balances of landfills, In: Baccini, P. (Ed.) The landfill vol. 20. Springer, Berlin, pp. 83-116.

Elliott H.A., M.R. Liberati & C.P. Huang (1985). Effects of iron oxide removal on heavy metal sorption by acid subsoils. J. *Water Air Soil Pollut.* 27, 379 - 389.

Eriksson, E. (1960). The yearly circulation of chloride and sulfur in nature; meteorological, geochemical and pedological implications. Part I. Tellus 12, 63-109.

Eschenroeder A. & K. von Stackelberg (1999). Health Risks of Landfilling versus Combustion of Municipal Solid Waste: An Illinois Comparison. For submission to the Air & Waste Management Association' s 92nd Annual Meeting and Exhibition, June 20-24, 1999, St. Louis, Missouri.

Espinosa, R.M., Turpin, S., Polanco, G., De la Torre, A., Delfin I., Raygoza, I., (2008). Integral urban solid waste management program in a Mexican university. Waste Management 28 (2008) S27-S32.

Fabietti, G., M. Biasoli, R. Barberis, F.A. Ajmone-Marsan (2010). Soil contamination by organic and inorganic pollutants at the regional scale: the case of Piedmont, Italy. *J. Soil Sediments* 10:290-300.

Fetter CW (2008). Contaminant hydrogeology. Macmillan, New York.

Fourie AB & Morris JWF (2004). Measured gas emissions from four landfills in South Africa and some implications for landfill design and methane recovery in semi-arid climates. *Waste Manage* 22(60):440-453. DOI: 10.1177/0734242X04048332

Forstner, U. & A. Carstens (1989). In situ experiments on change of soil heavy metal phases in aerobic and anaerobic groundwater aquifers. *Environ. Technol. Lett.* 10: 823-832.

Forstner, U. (1995). Land contamination by metals. Global scope and magnitude of problem. In H. E. Allen, C. P. Huang, G. W. Baley, & E. R. Bowers (Eds.), *Metal speciation and contamination of soil* (pp. 1–35). Boca Raton: CRC.

Garland, G.A., Mosher, D.C. (1975). Leachate effects of improper land disposal. *Waste Age* 6 (3), 42-48.

Gerriste R.G. & W. van Driel (1984). The relationship between adsorption of trace metals, organic matter and pH in temperate soils. *J. Environ. Qual.* 13, 197-204.

Gintautas, P.A. & Huyck, K.A. (1993). Metal-organic interactions in subtitle D landfill leachates and associated groundwaters, in Allen, H.E., Perdue, E. M., and Brown, D. S., eds., *Metals in Groundwater*. (Boca Raton, Lewis Publishers, p. 275-308).

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.

Gómez-Puentes F.J., J.A. Reyes-López, D.L. López, C. Carreón-Díazconti & S. Belmonte-Jiménez (2013). Geochemical processes controlling the groundwater transport of contaminants released by a dump in an arid region of Mexico. *Environ Earth Sci.* DOI: 10.1007/s12665-013-2456-2

Glenn, E. P., R. Tanner, S. Mendez, T. Kehret, D. Moore, J. García y C. Valdés Casillas (1998). Growth rates, salt tolerance and water use characteristics of native and invasive riparian plants from the Delta of The Colorado River, México. *Journal of Arid Environments* 40: 281-294.

Hjelmar O (1996). Waste Management in Denmark. *Waste Manage* 16(5-6):389–394.

Huyakorn, P.S., Kool, J.B. & N. Blandford (1993). An overview of modeling techniques for solute transporting groundwater, in Allen, H.E., Perdue, E. M., and Brown, D. S., eds., *Metals in Groundwater*. (Boca Raton, Lewis Publishers, p. 139-172).

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática/National Institute of Statistical, Geography and Informatics) (2001). *Síntesis de información geográfica del estado de Baja California/Synthesis of geographic information of the Baja California state*. INEGI, México

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática/National Institute of Statistical, Geography and Informatics) (2005). *Anuario estadístico de México/Statistical yearbook of Mexico*. INEGI, Mexico

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática/National Institute of Statistics, Geography and Informatics) (2010). *México en cifras. Información nacional, por entidad federativa y municipios/Mexico in numbers. National information by entities and municipalities*, Available from: <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?e=2>. Accessed: 03/28/2014

Israde I., Buenrostro, O. y Carrillo-Chávez, A. (2005). Geological Characterization and Environmental Implications of the Placement of the Morelia Landfill, Michoacán, Central Mexico. *Journal of the Air and Waste Management Association*. ISSN 1047-3289.Kirby

Jaramillo, Jorge (2002). *Guía para el diseño, construcción y operación de Rellenos Sanitarios Municipales*. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS). p 51-52.

Jessberger HL, Onnich K, Finsterwalder K, Beyer S (1997). Experimental and numerical studies of contaminant transport through mineral liners and resulting improvements in liner materials. In: August H, Holzlohner U, Meggyes T (eds) *Advanced landfill liner system*. Thomas Telford, London, pp 222– 235

Johansen, O.J. & D.A. Carlson (1976). Characterization of sanitary landfill leachates. *Water Res.* 10, 1129-1134.

Kale SS, Kadam AK, Kumar S, Pawar NJ (2010). Evaluating pollution potential of leachate from landfill site from the Pune metropolitan city and its impact on shallow basaltic aquifers. *Environ Monit Assess* 162(1–4):327–346. doi:[10.1007/s10661-009-0799-7](https://doi.org/10.1007/s10661-009-0799-7)

Karstensen, K.H (1989). Priority pollutants in leachate from landfills, Oslo, Statens Forurensningstilsyn.

Kirby SC & JD Rimstidt (1993). Mineralogy and Surface Properties of Municipal Solid Waste Ash. *Environmental Science & Technology*. 27:652-660. Doi: 10.1021/Es00041A008

Klefstad, G., Sendlein, L.V., Palmquist, R.C. (1975). Limitations of the electrical resistivity measurements in landfill investigations Ground Water 13 (5), 418–427.

Klinck, B.A. & M.E. Stuart (1999). Human health risk in relation to landfill leachate quality. Technical Report WC/99/17. Overseas Geology Series. DFID Project No. R6532. © NERC 1999.

Krug, M.N., & R. K. Ham (1997). Analysis of long-term leachate characteristics. In: Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.), Proc. Sardinia 97, 6th Internat. Landfill Symp., S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 13-17 October 1991. CISA, Cagliari, Italy, pp. 117-131.

Levy DB, Schramke JA, Esposito KJ, Erickson TA, Moore JC (1999). The shallow groundwater chemistry of arsenic, fluorine and major elements: Eastern Owens Lake, California. Appl Geochem 14(1):53-65.

López-Mosquera ME, Barros R, Sainz MJ, Carral E, Seoane S (2005). Metal concentrations in agricultural and forestry soils in Northwest Spain: implications for disposal of organic wastes on acid soils. Soil Use Manage 21:298–305

Lu, J.C.S. Eichenberger, B., Stearns, R.J. (1985). Leachate from municipal landfills – Production and management. Noyes Park Ridge, NJ.

Luckner, L. & W. Schestakow (1991). Migration processes in the soil and groundwater zone. Lewis Publishers, Inc. ISBN 0-87371-302-8, pp. 486

Marín, L.E., Leal-Bautista, R. M., Rubio, R., Prieto, E. (2001). Geochemistry of the Chiltepec sanitary landfill, Puebla, Mexico. Geofisica International (2001) Vol. 40, Num. 4, pp. 301-307.

Medina Roos, J. A. & I. Jiménez Yanes (2001). Guía para la Gestión Integral de los Residuos Sólidos Municipales (SEMARNAT).

Merkel, B.J., B. Planer-Friedrich and D.K. Nordstrom (2008). Groundwater geochemistry. Second Edition, Springer Verlag Berlin Heidelberg. 230 pp.

Naidu R., N.S. Bolan, R.S. Kookana & K.G. Tiller (1994). Ionic strength and pH effects on the sorption of cadmium and the surface charge of soils. J. Soil Sci. 45,419-429.

Nicolli HB, Bundschuh J, García JW, Falcon CM, Jean JS (2010). Sources and controls for the mobility of arsenic in oxidizing groundwaters from loess-type sediments in arid/semiarid dry climates – Evidence from the Chaco – Pampean plain (Argentina). Water Research, 44(19), 5589-5604

Ojeda Benítez, S. (2004). Generación de Residuos Sólidos Domésticos y su diferenciación por estrato socioeconómico en la familia mexicalense. Disponible en línea: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico2005/ojeda.pdf>

Ojeda-Benítez, S., Lozano-Olvera, G., Adalberto Morelos, R., Armijo de Vega, C. (2008). Mathematical modeling to predict residential solid waste generation. *Waste Management* 28 (2008) S7-S13.

Owen, J.A. & D.C.A. Manning (1997). Silica in landfill leachates: Implications for clay mineral stabilities. *Appl. Geochem.* 12, 267-280.

Parasnis, D. (1966). *Mining Geophysics*. Elsevier, Amsterdam.

Parkhurst D.L. & C.A. Appelo (2000). User's guide to PHREEQC (Version 2) — A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations, U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 99-4259, p 312.

Parkhurst D.L. (1995). User's guide to PHREEQC — A computer program for speciation, reaction-path, advective transport and inverse geochemical calculations, U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 95-4227.

Parkhurst D.L., L.N. Plummer and D.C. Thorstenson (1980). PHREEQE — A computer program for geochemical calculations. *Rev. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Inv. Report* 80-96.

Pohland, F.G., Cross, W.H., and Gould, J.P. (1993). Metal speciation and mobility as influenced by landfill disposal practices, in Allen, H.E., Perdue, E. M., and Brown, D. S., eds., *Metals in Groundwater*. (Boca Raton, Lewis Publishers, p. 275-308.

Pough, F.H. (1988). *Rocks and minerals. The Peterson field guide series*. pp. 317

Ramírez-Hernández J, Román-Calleros J, Reyes-López JA, Lázaro-Mancilla O (2006). El escenario del agua en el Valle de Mexicali. In: Ramírez-Hernández J (ed) *Una visión de la problemática ambiental de Mexicali y su valle*, 1ª Edición. Universidad Autónoma de Baja California California (UABC), Mexicali, pp 19-70

Reyes-López, J.A., Ramírez-Hernández, J., Lázaro-Mancilla, O., Carreón-Díazconti, C., Martín-Loeches Garrido, M. (2008). Assessment of Groundwater contamination by landfill leachate: A case in Mexico. *Waste Management* 28 (2008) S33-S39.

Robinson H.D. (1995). The technical aspects of controlled waste management. A review of the composition of leachates from domestic wastes in landfill sites. Report for the UK Department of the Environment. Waste Science and Research, Aspinwall & Company, Ltd.

Robinson, H.D. & P.J. Maris (1979). Leachate from domestic waste: Generation, composition and treatment. A review. Stevenage, Water Research Centre. (WRC Technical Report TR 108).

Rodríguez, M.J.M. & G. R. Marín (1999). Fisicoquímica de aguas. Ediciones Díaz de Santos, S. A. Madrid, España. 466 p.

Rogers, R.B. & W.F. Kean (1980). Monitoring ground-water contamination at a fly-ash disposal site using surface electrical resistivity methods Ground Water 10 (5), 472–478.

SE (Secretaría de Economía) (2006). Norma Mexicana NMX-AA-132-SCFI-2006. Muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides y manejo de la muestra. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 15 de septiembre de 2006.

Sadek, S., S. Ghanimeha & M. El-Fadela (2007). Predicted performance of clay-barrier landfill covers in arid and semi-arid environments. Waste Management 27 (4):572-83

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. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 10 de diciembre de 1981.

SCFI (2006). Norma Mexicana NMX-AA-051-SCFI-2006. 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.

SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social) (1996). Manual para la rehabilitación y clausura de tiraderos a cielo abierto. SEDESOL, México.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2000). Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Publicada en el Diario oficial de la Federal el 31 de diciembre de 2002.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2003). Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 08 de octubre de 2003. Disponible en línea: <http://www.semarnat.gob.mx/leyesynormas/Pages/leyesfederales.aspx>

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2007). Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales (SNIARN): Base de datos estadísticos/Residuos Sólidos Urbanos.

Slack, R.J., Gronow, J. R., & Voulvoulis, N. (2005). Household hazardous waste in municipal landfills: contaminants in leachate, *Science of the Total Environment*, 337: 119-137.

SPABC (Secretaría de Protección al Ambiente de Baja California) (2006). Sitio Web: http://www.bajacalifornia.gob.mx/ecologia/problematicas/mexicali_valle.htm

Stahl R.S. & James B.R. (1991). Zinc sorption by manganese-oxide-coated sand as a function of pH. *J. Soil Sci. Soc. Am. J.* 55, 1291-1294.

Stumm W. & J.J. Morgan (1996). *Aquatic Chemistry*. Third Edition. John Wiley & Sons, inc.

Tam NFY, Wong YS (1996). Retention and distribution of heavy metals in mangrove soils receiving wastewater. *Environ Pollut* 94:283–291

Tesfay T, Korom S (2006). Modeling groundwater denitrification by ferrous iron using PHREEQC. Technical report. Department of Geology and Geological Engineering, University of North Dakota. <http://www.ndsu.edu/wrri/TedrosScottFinal%20Report.pdf>. Accessed 22 January 2013

Tessier, A., Campbell, P. G. C., & Bisson, M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51, 844–851.

Tchobanoglous, G., Theisen, H. & Vigil, S. (1993). *Gestión Integral de Residuos Sólidos*. McGraw-Hill. México, 1107 p.

Thornthwaite CW & Mather JR (1957). Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and water balance. Drexel Institute of Technology, Laboratory of Climatology, Certenton

Tremolada P, Villa S, Bazzarin P, Bizzotto E, Comolli R, Vighi M (2008). Pops in mountain soils from the Alps and Andes: suggestions for a 'precipitation effect' on altitudinal gradients. *Water Air Soil Pollut* 188:93–109

USEPA (United States Environmental Protection Agency) (1996). "Soil Screening Guidance: Technical Background Document", Office of Solid Waste and Emergency Response, EPA540-R-95-128.

Valdez-Carrillo (2010). Impacto de los residuos provenientes de un tiradero a cielo abierto sobre la calidad del agua subterránea. Tesis de Maestría, Universidad Autónoma de Baja California, UABC.

Wang, H. and Nie, Y. (2001). Municipal solid waste characteristics and management in China. *Journal of the Air & Waste Management Association* 2001, vol. 51, No. 2, pp. 250-263

Wan Zuhairi WY (2003). Sorption capacity on lead, copper and zinc by clay soils from South Wales, United Kingdom. *Environ Geol* 45:236–242. doi:[10.1007/s00254-003-0871-5](https://doi.org/10.1007/s00254-003-0871-5)

Weber J, Karczewska A (2004). Biogeochemical processes and the role of heavy metals in the soil environment. *Geoderma* 122:105–107

Wichmann H, Kolb M, Jopke P, Schmidt C, Alawi M, Bahadir M (2006). Assessment of the environmental impact of landfill sites with open combustion located in arid regions by combined chemical and ecotoxicological studies. *Chemosphere*, 65(10):1778-1783.

Wolery, T.J. (1992). EQ 3/6, A software package for geochemical modeling of aqueous systems: Package overview and installation guide (Ver. 7.0). UCRL- MA – 110662 Pt I Lawrence; Livermore Natl. Lab

Yongfeng Nie (2008). Development and prospects of municipal solid waste (MSW) incineration in China, *Environ. Sci. Engin. China* 2008, 2(1): 1-7.

ANEXOS

A. REVISTA INTERNACIONAL DE CONTAMINACIÓN AMBIENTAL

Rev. Int. Contam. Ambie. 28 Sup. (1) 125-131, 2012

A.1 Modelación geoquímica del agua subterránea en un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos

Francisco Javier GÓMEZ-PUENTES^{1*}, Jaime Alonso REYES-LÓPEZ¹, Dina L-LÓPEZ² y Salvador BELMONTE-JIMÉNEZ³

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

2 Departamento de Ciencias Geológicas, Universidad de Ohio, Athens, Ohio, USA

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

*Autor responsable; 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.

Keywords: *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. A-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 m² 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 sola-

mente 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. A-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 perfiles eléctricos 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 portátiles previamente calibrados, mientras que en laboratorio se analizaron los iones Na^+ , K^+ , Ca^{+2} y 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 Cl^- existente en NP2. Lo anterior tomando en cuenta la capacidad conservadora del 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 espacial 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 ± 9.2 moles) (Tabla A-1). 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 % (Tabla A-1). Tanto la concentración de la solución modelada como la observada en NP2 sugieren que el ion HCO_3^- experimenta un proceso de concentración debido a la evaporación del agua, sin embargo, el contenido de 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 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 SO_4^{2-} presentó el mismo comportamiento que el descrito para el NO_3^- . Este comportamiento en los resultados para los aniones bicarbonato HCO_3^- , nitrato NO_3^- y sulfato SO_4^{2-} , 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_2

así como de la cantidad de HCO_3^- 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_3^- 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 HCO_3^- , NO_3^- y 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, Q. Roo. 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. (2000). 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 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-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.

SCFI (2006). Norma Mexicana NMX-AA-051-SCFI-2006. 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.

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 complementarias 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.

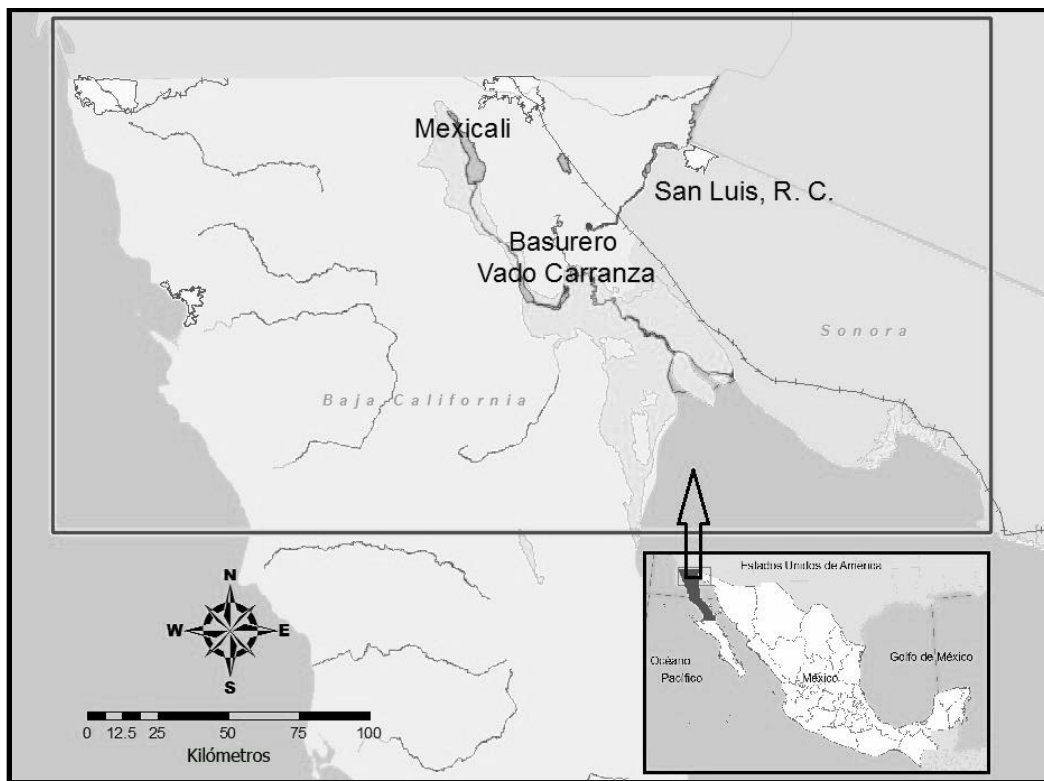


Figura A-1 Localización del área de estudio

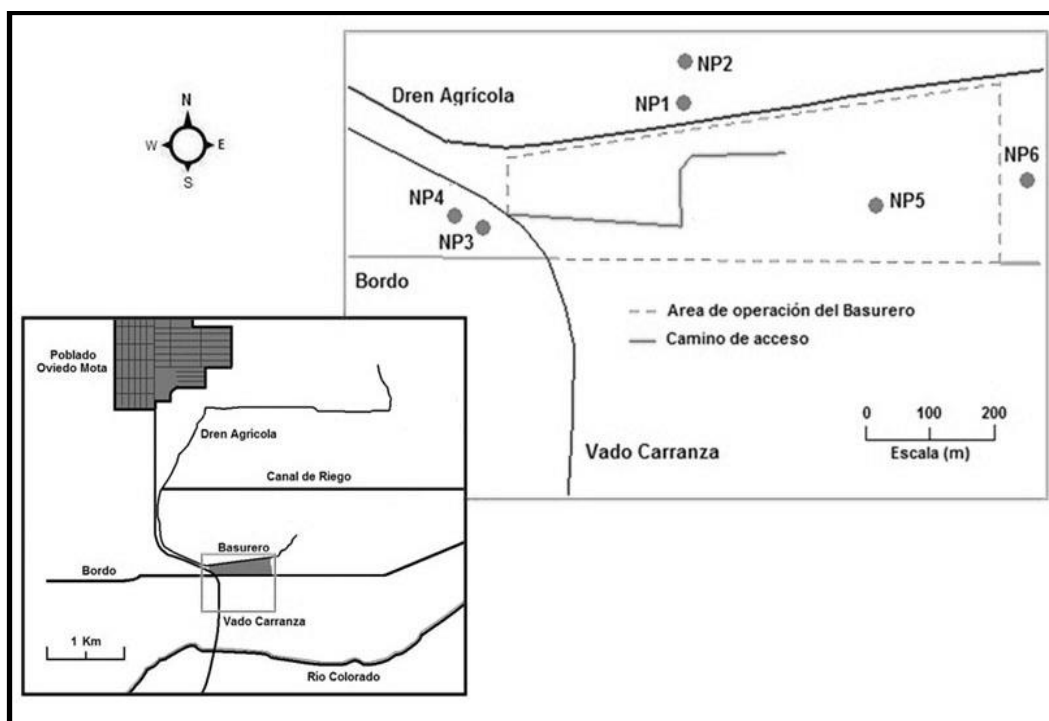


Figura A-2 Distribución de la red piezométrica en el basurero

Tabla A-1 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 ₂ O _(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	1.5x10 ⁻⁴ (1.24x10 ⁻⁴ ±6.51x10 ⁻⁵)
	Dolomita	0.0	0	MgX ₂	6.0x10 ⁻³ (3.96x10 ⁻³ ±2.48x10 ⁻³)
	CO ₂ (g)	-2.3	10	CdX ₂	1.4x10 ⁻⁴ (2.89x10 ⁻⁵ ±6.21x10 ⁻⁵)
	O ₂ (g)	-1.2	10	ZnX ₂	4.1x10 ⁻⁶ (1.37x10 ⁻⁵ ±8.54x10 ⁻⁶)
	SiO ₂	0.0	10	CuX ₂	1.1x10 ⁻² (7.3x10 ⁻³ ±7.43x10 ⁻³)
	4. Adsorción de metales				
	Tipo de superficie	Moles	Superficie	Área (m ² /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 ₃ ⁻	1.00x10 ⁻⁰²	7.24x10 ⁻⁰⁴	9.43x10 ⁻⁰³	88.9 (64.8±13.8)	
Ca	2.33x10 ⁻⁰³	4.36x10 ⁻⁰⁴	4.01x10 ⁻⁰⁴	5.7 (4.1±3.7)	
Cd	2.50x10 ⁻⁰⁷	5.10x10 ⁻⁰⁷	5.44x10 ⁻⁰⁷	4.3 (1.3±1.8)	
Cl	9.90x10 ⁻⁰³	2.38x10 ⁻⁰²	2.38x10 ⁻⁰²	0.0 (0.11±0.10)	
Cu	7.57x10 ⁻⁰⁶	7.27x10 ⁻⁰⁶	7.58x10 ⁻⁰⁶	2.8 (3.7±4.4)	
K	1.28x10 ⁻⁰⁴	1.62x10 ⁻⁰⁴	1.62x10 ⁻⁰⁴	0.0 (2.8±3.6)	
Mg	5.98x10 ⁻⁰³	3.53x10 ⁻⁰³	3.69x10 ⁻⁰³	2.8 (4.9±3.7)	
NO ₃ ⁻	1.86x10 ⁻⁰⁴	4.47x10 ⁻⁰⁴	2.72x10 ⁻⁰⁴	35.3 (80.7±26.1)	
Na	2.36x10 ⁻⁰²	3.49x10 ⁻⁰²	3.47x10 ⁻⁰²	0.4 (3.1±3.6)	
SO ₄ ²⁻	1.00x10 ⁻⁰²	8.83x10 ⁻⁰³	8.56x10 ⁻⁰³	2.0 (18.8±19.7)	
Zn	5.83x10 ⁻⁰⁷	5.02x10 ⁻⁰⁷	5.06x10 ⁻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 H₂O.					

B. ENVIRONMENTAL EARTH SCIENCES

B.1 Geochemical processes controlling the groundwater transport of contaminants released by a dump in an arid region of Mexico

Francisco J. Gómez-Puentes • Jaime A. Reyes-López • Dina L. López • Concepción Carreón-Díazconti
• Salvador Belmonte-Jiménez

Received: 28 August 2012 / Accepted: 25 March 2013

© Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2013

Published Online: 13 April 2013

Abstract

The Vado Carranza dump, located in the Mexicali Valley, Baja California, northwest Mexico, was operated for more than 15 years receiving about 30 tons/day of solid wastes. The disposed wastes were periodically burned in open air. The presence of a shallow aquifer in the area makes the groundwater vulnerable to contamination processes. The purpose of this study was the evaluation of heavy metals content (Cu, Cd, Ni, Pb and Zn) in soil and groundwater in the vicinity of this dump. The results indicate high content of metals in soil, mainly at a superficial level, with the highest concentrations in the areas where burning of wastes occurred. Elevated concentrations of cadmium and copper were detected in groundwater with the highest concentrations occurring in monitoring wells located in the north side of the dump, downward of groundwater flow. Although the high content of metals in soil can be attributed to the burning of waste, other sources of pollution could be the agricultural irrigation in the vicinity of the dump. The program PHREEQC was used to model the geochemical evolution of groundwater. Results suggest that evaporation of the contaminated waters circulating below the landfill is one of the key processes that explain the increased concentration of contaminants in groundwater and its seasonal variations. As groundwater flows away from the dump, evaporation can concentrate the chemicals making the water more toxic. These results are important because they illustrate processes that are likely to occur in landfills located in other desert areas of the world.

Keywords: *Dump site* • *Groundwater evaporation* • *Semiarid zones* • *Heavy metals* • *PHREEQC* • *Mexicali*

Introduction

In most developing countries, solid wastes are being dumped on land surface without adopting any acceptable sanitary landfilling practices (Vasanthi et al. 2008). After the 1940s, Mexico has experienced a substantial increase in its generation of urban solid wastes (USW). In addition, a change in waste characteristics occurred mainly due to industrial development and a remarkable population explosion. These changes, combined with the common disposal practices, led to the unrestricted emergence of large open dumps that lack the structure needed to protect the environment. Currently, about 30% of solid wastes generated nationwide are deposited in controlled and uncontrolled open dumps (INEGI 2005). In these sites, the burning of wastes is a common form of treatment, which increases their potential to contaminate the environment and affect human's health.

Areas located near landfills are largely exposed to groundwater contamination given the potential source of pollution that generation of leachate represents. The nature of this contamination depends on the composition of the leachate, which, in turn, depends on the nature of the disposed wastes, on the chemical and biochemical processes responsible for decomposition and on the available volume of water (Mor et al. 2006). The risk of contamination increases when the USW disposal sites are built without the proper safety elements, such as protective barriers against leachate infiltration, and when they are located in areas of shallow water table.

In arid and semiarid regions, leachate generation has often been underestimated mainly due to the scarcity of precipitation, which is frequently considered negligible and may result in insignificant infiltration (Al-Yaqout and Hamoda 2003). However, advances in irrigation and other systems of water distribution may alter the water cycle of those zones, adding water artificially or activating previously exhausted sources and therefore, increasing the potential infiltration. Isolation systems used in conventional landfills to minimize infiltration include high density plastic membranes and low-permeability, well-compacted clay barriers. However, such clay layers are vulnerable in climates where arid or semiarid conditions prevail, whereby

the clay cover tends to desiccate and crack, resulting in drastically higher infiltration (Sadek et al. 2007). In addition, the high evaporation rates common to regions with arid or semiarid climate can affect shallow aquifers causing a substantial increase in the content of major and minor dissolved constituents and consequently, in salinity (Nicolli et al. 2010).

Since the 1960s, hydrochemistry modeling has been used to analyze the natural and anthropogenic environmental impacts on aquatic systems (Merkel et al. 2008). Hydrochemical models provide useful information about the geochemical processes that affect the solutes content of groundwater and their spatial and temporal distribution. Therefore, groundwater modeling is an integral part of water resources assessment, protection and restoration studies, regulations, and engineering designs (Kumar 2012).

There have been many investigations to study the effect of landfill leachate on groundwater quality from physical and chemical data (e.g., Israde et al. 2005; Vasanthi et al. 2008; Kale et al. 2010). Other studies have focused on the biogeochemical processes in natural attenuation of contaminants in groundwater and landfill leachate (e.g., van Breukelen and Griffioen 2004). There is also research related to the modeling of reactive transport of solutes in leachate and groundwater (e.g., Brun et al. 2002). However, to the best of the knowledge of the authors, the assessment of the environmental impact of open dumps on nearby aquifers in arid and semiarid areas has not yet been published. Hence, modeling the chemical evolution of groundwater to understand the main geochemical processes involved in the transport and fate of contaminants, such as the effect of water evaporative process, is still needed. The assumption of little or no precipitation percolation through the solid waste layers (buried or surficial) changes when the landfill is located in an area with a shallow water table. Such is the importance of collecting data that reveal the environmental impact of sites under these conditions.

The aim of this research was to evaluate the quality of groundwater and soil in an open dumpsite of USW by means of their content of major ions and heavy metals (Cu, Cd, Ni, Pb, and Zn), and to model the chemical evolution of groundwater. The results of this characterization provide information on the main geochemical processes involved in the

transport and fate of solutes in areas with low rainfall, high evapotranspiration, and shallow aquifers.

Study area

The municipality of Mexicali is located in the state of Baja California, in northwestern Mexico. It has a population of 936,826 inhabitants. Of this number, more of 76% live in Mexicali city while the rest are distributed in about 1 740 registered villages along the Mexicali Valley. This population's distribution has led to a spreading in the generation of USW thereby, increasing both the number of clandestine dumps and official dumps. The study area consists of an open dump located in the Mexicali Valley, about one kilometer from the Colorado River, within the riparian corridor. The central geographical coordinates are 32° 12' 12.9" North and 115° 09' 19.3" W (Figura B-1). Its elevation varies between 8.0 and 9.4 m above sea level (m.a.s.l.) and the operational area covers approximately 13 hectares (ha). For more than 15 years, this site received about 30 tons/day of USW, most of them constituted by plastics, organic, and ferrous metal wastes. Separation and recycling of ferrous and aluminum wastes have been of commercial interest while the rest of the waste fractions have been burned in the open air. The site is bordered to the north by several plots of flood irrigation and the nearest human settlement is the Oviedo Mota town, located at 2.7 km from it. The water table is located at an average depth of 3 m from the surface and the local direction of groundwater flow is oriented southeast–northwest (Valdez-Carrillo 2010; Figura B-2). Groundwater has a high content of dissolved solids ranging between 1,000 and 2,200 mg/L. In contrast, surface water used for agricultural irrigation contains an average of 760 mg/L dissolved solids.

The annual rainfall average is 54 mm, January being the wettest month with an average of 9.3 mm and May the driest with an average of 0.15 mm. The annual average temperature is 22.5 °C with July as the hottest month with an average of 32.7 °C and January as the coldest with an average of 13 °C (INEGI 2001). Maximum temperature in summer is above 40 °C and the annual evaporation rate is 325 mm. Despite the arid climate, there is an available volume of 1,850 Hm³/year of water from the Colorado River that supplies water to irrigate more than 200,000 ha of agricultural land in the Mexicali Valley.

Irrigation water contributes to keep the water table in a shallow level. The Colorado River flow is well controlled all along its path by several dams to be use in agriculture, industry, and urban areas. Along the Mexicali Valley, this river maintains its flow by gaining water from irrigation returns and from treated wastewater discharges (Ramírez-Hernández et al. 2006). The predominant soil type in the study area is the xerosol. This type of soil has three subunits: haplic, luvic, and calcic. The haplic xerosols have moderate cation exchange capacity, pH between 6.6 and 8, light brown to pale brown color, and medium to coarse texture; meanwhile the xerosols luvic contain a horizon of clay layers that favors the retention of moisture. Calcium xerosols tend to accumulate calcium carbonate in the subsoil (INEGI 2001).

Methodology

Water sampling. A piezometric network consisting of six monitoring wells was installed for groundwater sampling (Figura B-3). Piezometers were constructed with PVC tube of 2 in diameter and 20 ft long. Groundwater samples were taken from each piezometer and surface water was collected from a channel that is used in agricultural irrigation, located around 1 km north of the dump site. There were six sampling campaigns from April 2008 to February 2009. Samples were collected using a manually operated vacuum system as described by Fetter (1993). Piezometers were purged before sampling. Once the groundwater level recovered, samples for anions and metals were taken in two polyethylene bottles of 500 mL.

Soil sampling. Two types of soil samples were collected in January 2009 (Figura B-3), superficial and deep samples were taken according to the recommendations of the Mexican Standard NMX-AA-132-SCFI-2006 (DOF 2006). Eighteen samples of topsoil were collected in the following way: six of these samples were taken next to each monitoring wells (identified as NP1 to NP6); three at the southern boundary of the site, which is defined by a small hill (samples labeled bordo 1 to bordo 3); seven samples are from areas where the solid wastes are disposed and burned (Ba1 to Ba7); one soil sample corresponds to an agricultural plot which is located north of the dumpsite (PARC); one more corresponds to the side of a drain (drain) also located to the north. The vertical sampling consisted of the implementation of four

boreholes where soil sampled were collected every 30 cm up to a depth of 1.5 m in each hole.

Chemical analysis. Water samples were acid digested, according to article 10.3 of the Mexican Standard NMX-AA-051-SCFI-2001 (SE 2001). Treatment of the soil samples consisted of a plate acid digestion (USEPA 1996). Water and soil samples were analyzed using atomic absorption spectrometry.

Monthly potential evapotranspiration (MPE). In order to estimate the effect on groundwater by the evapotranspiration, we used the Thornthwaite Method (Thornthwaite and Mather 1957) to calculate the monthly potential evapotranspiration in the study area. This method incorporates the average monthly temperature and the latitude of the study area. The Thornthwaite equation is $MPE = 16 NM [10TM/I]^a$ where MPE is the monthly potential evapotranspiration (in millimeters), NM is a monthly adjustment factor related to the daylight hours, $I = R [TM/5]^{1.5}$ where TM is the average monthly temperature in Celsius degrees, and $a = 6.7 \times 10^{-7} I^3 - 7.7 \times 10^{-5} I^2 + 1.8 \times 10^{-2} I + 0.49$.

Geochemical modeling. The program PHREEQC (Parkhurst and Appelo 2000) was used to simulate the geochemical evolution of groundwater in the study area. For this purpose, major ions, physicochemical parameters and direction of groundwater flow were taken from Valdez-Carrillo (2010). Two models were tested for the six sampling periods.

The basis for the first model was the direction of groundwater flow (southeast–northwest). Therefore, the starting point was water composition from NP6, which evolves geochemically to produce water with the characteristics observed in NP2 monitoring well (Figura B-3). This well showed the highest amount of dissolved solids for all sampling campaigns with an average of total dissolved solids (TDS) of 2 200 mg/L. Simulation for the second model was carried out considering the potential infiltration of channel water used to irrigate plots located north of the dump. Piezometer NP2 is located beside one of these plots. This model tested the geochemical evolution of water from the irrigation channel (Canal) to a type of water with the composition observed in NP2 (Figura B-3). The first step for both models was to perform chemical speciation of the initial solution (NP6 or Canal). At this stage, concentrations for each of the elements of interest and saturation indexes for the different mineral phases were

obtained. In a second stage, waters from NP6 and Canal were evaporated up to the point of matching Cl^- concentration in NP2. The total number of steps used for evaporation was 10. This approach was based on the conservative behavior of Cl^- (Appelo and Postma 2005). In a final modeling stage, three simultaneous processes were tested to match the rest of the chemical species: phase equilibria, cation exchange, and adsorption of metals. Chemical speciation and mineral assemblage from NP2, NP6, and Canal serve as the basis for phase equilibrium. Chemical equilibrium with CO_2 (g) and O_2 (g) was also considered. An average value for logarithmic partial pressures of carbon dioxide ($\log P_{\text{CO}_2} = -1.6$) and a fixed one for oxygen ($\log P_{\text{O}_2} = -1.21$) were used considering Henry's Law and the average oxygen concentration in NP2 (2.4 mg/L). Agricultural lands show the highest P_{CO_2} values where respiration is at a maximum and it generally tends to increase with depth. This type of land can achieve CO_2 concentrations above 6 %vol (Appelo and Postma 2005). P_{CO_2} values used in the simulations are within the range for this kind of soils. The adsorption process of heavy metals was simulated using iron hydroxides because it is the type of adsorbent used by the program PHREEQC and one of the most common adsorbent materials. An iterative process was followed to ensure that the concentrations of chemical species in the final solution were close to the composition of NP2, within an error lower than 10% when possible (Figura B-4).

Results and discussion

Heavy metals in water. Tabla B1 shows the results for the content of heavy metals in water. In general, the content of copper and cadmium are higher than those reported in groundwater by other authors (Aiuppa et al. 2005; Kale et al. 2010). Copper presented a mean water content of 0.26 ± 0.11 mg/L, during the first sampling campaign (April 2008) when the highest concentration for this metal was found, reaching up to 0.6 mg/L. This time of the year corresponds to the irrigation season of cultivation plots adjacent to the dumpsite. This suggests that the copper content in local groundwater may be influenced by both actions related to solid waste disposal and agricultural activities. No research has been conducted at the site to confirm this assumption; however, given that copper-based fertilizers and pesticides are widely used in agriculture (Oliveira-Filho et al. 2004), it is reasonable to anticipate addition of Cu from agrochemicals into the groundwater system. Kale et al. (2010) reported copper concentrations reach up to 0.88 mg/L in groundwater in the area of a solid

waste landfill in the city of Pune, India. The average cadmium had content in water of 0.035 ± 0.008 mg/L. Israde et al. (2005) reported amounts of cadmium in groundwater reaching up to 0.23 mg/L in a dump's area in Morelia, Mexico. For metals nickel, lead, and zinc results are generally in the range of concentrations reported in other studies (Aiuppa et al. 2005; Kale et al. 2010). Nickel showed an average content of 0.026 ± 0.005 mg/L. In the case of lead, in general the metal is found below the detection limit with the exception of some samples from wells NP1 and NP2. The NP2 monitoring well presents a lead concentration reaching 0.072 mg/L, above the average value of 0.05 mg/L reported in the studies previously cited. Finally, zinc had a mean value of 0.049 ± 0.010 mg/L, and was the metal with more stable concentration value throughout the sampling period.

Heavy metals in surface soil. Surface soil samples Ba1, Ba2, and Ba3, which exhibit the highest concentrations of heavy metals, correspond to areas where USW burning occurs (Figure B-5). In general, samples Ba1 to Ba7 showed heavy metal contents that are higher than the values reported in other studies for uncultivated soils (Siegel 2002). The results obtained for samples from open burning of waste areas are comparable with others studies about urban solid wastes incineration processes (Morf et al. 2000). The contents of heavy metals had the following mean values and standard deviation of concentration in mg/kg dry weight: Cu (182 ± 154), Cd (4.6 ± 4.1), Ni (36.3 ± 15.2), Pb (197 ± 150), and Zn (608 ± 425). Note the high content of cadmium. Cadmium is a toxic contaminant to plants and animals (Kookana et al. 1999). The mean concentration of this metal in agricultural soil is generally less than 0.4 mg/kg (Alloway 1990), with a maximum up to 3 mg/kg. Highly contaminated soil contains Cd concentrations up to 10 mg/kg or even more (Kookana et al. 1999). Cd anthropogenic sources include atmospheric fallout from metallurgical industries, application of sewage sludge containing cadmium or other waste on land, and use of phosphates fertilizers in agricultural areas. These activities can lead to unacceptably high concentrations of Cd in soils and associated water resources (Kookana et al. 1999). Figure B-6 shows the spatial distribution of cadmium concentrations in the soils of the site and a topographic profile of the dump in the east–west direction from BA6 to NP6. This profile reveals that the more abnormal areas correspond to sites of lower elevation. The content in soil at surface level for the rest of the metals tested followed a pattern similar to that observed for cadmium. At higher elevations

the concentration of metals decreased significantly. This behavior suggests that the topography of the dump area plays a role in the distribution of pollutants. When it rains, overland flow could make the contaminated soil particles to move and deposit in the lower elevation area of the site.

Heavy metals in subsoil. Tabla B2 shows the concentrations of heavy metals in the soil vertical profiles of the four boreholes. In the soil samples with higher metal content the presence of ash and other debris from burning waste was evident. The highest concentrations of metals correspond to the surface samples that are related with the main area of discharge and burning of wastes. In this profile relatively high values at a depth of 30 cm were also found. The metal cadmium, in general, was found in a concentration that exceeds the natural range of uncultivated soil, especially in Ba2. Lithological description shows that the greater retention of metals corresponds to clay bed which agrees with the fact that these materials are the best absorbers of metals and other types of contaminants (Wan Zuhairi 2003).

Potential evapotranspiration (PE). Figure B-7 shows the daily mean potential evapotranspiration (PE), the average monthly rainfall, and the amount of irrigation water with their respective date of irrigation. PE was calculated dividing the MPE by the number of days of the corresponding month. PE highest values occurred during July and August, reaching 33 mm/day. In contrast, the months of December and January, at the beginning of the irrigation period, reached an average of 15 mm/day, showing the lowest PE of the year. These conditions cause the increase of the water table during the winter. Temporal variation of TDS for NP6 correlates quite well with PE behavior during the summer, when the water table is deeper and more concentrated in solutes (Figure B-8). For NP2 the TDS content remained relatively constant during the different sampling campaigns. This behavior can be explained considering the interaction of groundwater with the dump site. During the irrigation season, water levels increase and favor dissolution of solutes from the deeper horizons of the dump site, counteracting the phenomenon of dilution caused by the added water.

Geochemical modeling. First model. Tabla B3 presents the results obtained in shorthand. It identifies the different processes modeled and the corresponding values of the initial solution (NP6), final solution (NP2) and modeled solution. The difference between the

modeled and the solution NP2 observed was measured as an error percentage. The results indicate that the geochemical processes modeled reproduce satisfactorily the chemical evolution of groundwater, as well as the occurrence of other processes not considered in the modeling. For the six sampling campaigns the results can be generalized as follows:

Water evaporation. The results for the modeling of this process are consistent with both agricultural activities and climatic variations in the region. It was necessary to model the evaporation of more water to the campaigns of the winter months (December, February, and April) than those for summer season (June, August, and October). This can be explained by considering that the recharging process originated during the time of crop's irrigation replenish water close to the surface that can evaporate compared with the deep water table and lack of water close to the hotter surface during the summer.

Cation exchange and adsorption of metals. The modeling of these processes successfully reproduce the chemical evolution of metals in groundwater with error rates less than 6 %. In the case of heavy metals, the results have satisfactory approximations to the quantities observed in NP2. The average error and standard deviation were as follows: Cu (3.7 ± 3.2 %), Cd (1.3 ± 1.8 %), Pb (2.5 ± 0.9 %), and Zn (0.6 ± 0.7 %). Anions: Except for Cl⁻ the other anions yield results with more errors because these species may experience a wide number of processes that is practically impossible to consider all of them in the modeling. In general, the anions HCO₃⁻, SO₄⁻², and NO₃⁻ experience an increase in concentration during the chemical evolution of the well NP6 to NP2. This increase is caused by the evaporation of water and the interaction with the garbage and agricultural activity help make this happen. In the case of HCO₃⁻ ion differences between modeled and the final solution (NP2) can be attributed to changes experienced by the CO₂ partial pressure, a process not considered in modeling, which causes changes in the content of HCO₃⁻ dissolved and the pH of the water. In addition, the system has been modeled assuming equilibrium conditions which very likely do not occur for the carbonate system in this aquifer. Furthermore, NO₃⁻ and SO₄⁻² ions exhibit a behavior in which its content increases as the water evolving from NP6 to NP2 only that unlike the HCO₃⁻ in this case the solution is generally modeled with content higher than that observed for NP2. This discrepancy suggests the occurrence of another type of process experienced by these anions like the reduction produced by the degradation of organic matter

promoted from the activities of solid waste disposal, as is described by Appelo and Postma (2005). Also the degradative process of organic matter is characterized by increasing the content of inorganic carbon which promotes further HCO_3^- dissolving in water (Tesfay and Korom 2006). Also in the modeling did not take into account the amount of NO_3^- and SO_4^{-2} from agricultural activities.

Second model. This model was based on a surface water (Canal) used for crop irrigation and its chemical evolution to obtain a water with NP2 properties. Tabla B4 presents the results for this modeling for the third sampling campaign. In this case, it was necessary to simulate the evaporation of more water to reproduce the concentration of Cl^- in NP2 because the surface water (Canal) has a lower content of dissolved solids. The cationic exchange and metals adsorption processes satisfactorily reproduce the quantities of heavy metal and cations in NP2 with error percentages below 10 %. With respect to the anions HCO_3^- , SO_4^{-2} and NO_3^- , the differences between modeled and NP2 solutions can be explained taking into account the occurrence of non-modeled processes such as those mentioned in the first model. Finally, in the case of heavy metals the results have satisfactory approximations to the quantities observed in NP2. The errors for these species were: Cd (1.7 ± 1.8 %), Cu (2.5 ± 3.0 %), Pb (2.5 ± 3.0 %), and Zn (0.3 ± 0.5 %).

Conclusions

Groundwater in the study area is characterized by a high concentration of dissolved solids with predominance of Na^+ , Cl^- , SO_4^{-2} , and NO_3^- ions. Heavy metals Cu and Cd were found in concentrations that exceed the average values reported in other studies. Monitoring wells with the highest dissolved solids content (NP1 and NP2), are located in downward of local groundwater flow and in the vicinity of farming plots. This suggests the potential of anthropogenic impacts attributable to both, agriculture and waste disposal activities. High contents of heavy metals were found in surface soil in areas where the burning of solid waste occurs. In general, the order of content of heavy metals was as follows: $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cd}$. Despite the soils lower cadmium content, compared to the other heavy metals, its concentration is very high considering the values for this metal reported in other studies. The soil heavy metals content is lower at depth, which can be explained by factors such as: the

low rainfall that results in a low infiltration rate of solutes and, retardation due to adsorption processes in clay and organic matter contained in the soil.

On the other hand, the water table shows an annual cycle according to the processes of evapotranspiration and irrigation. During the summer, the water table is deeper and more concentrated in solutes, affected by the absences of irrigation water and by evapotranspiration. In the winter lower effects of evapotranspiration along with the beginning of the irrigation season favor the elevation of shallow aquifer. The monitoring wells located inside the dumpsite (NP5) and downward groundwater flow (NP1 and NP2) showed relatively constant dissolved solids content during all of the sampling campaigns. This is explained by gaining salinity through interactions of groundwater with the dump site. During the irrigation season, water levels increase and favor dissolution of solutes from the deeper horizons of the dump site, counteracting the phenomenon of dilution caused by the added water.

The two models presented for the groundwater chemical evolution fit well with the observed values and both models show the importance of water evaporative process in the area; however, the first model that takes into account the flow direction reproduces the chemical evolution of groundwater in the landfill better than the second model, as shown by its lower error percentages. Other geochemical processes that can be inferred from the modeling performed consist of CO₂ partial pressure variations, organic matter degradation from the wastes, reduction process of chemical species such as NO₃⁻ and SO₄⁻² given the prevailing anoxic conditions in the aquifer and the cationic exchange and adsorption of heavy metals. The evolution of waters farther away from the site, in comparison with the distances considered in this work, should be investigated. The nature of the geochemical processes taking place in a semiarid region, where groundwater–dumpsite interactions were documented, can be transferred to any arid or semiarid area of the world, where climate can impact the fate and transport of contaminants. This kind of study can give important insight about the movement and concentration of contaminants in desert environments.

Acknowledgments. The authors would like to thank National Council of Science and Technology (CONACYT) for financially supporting this research.

References

- Aiuppa A, Federico C, Allard P, Gurrieri S, Valenza M (2005) Trace metal modeling groundwater–gas–rock interactions in a volcanic aquifer: Mount Vesuvius, Southern Italy. *Chem Geol* 216:289–311
- Alloway BJ (1990) Heavy metals in soils. Wiley, New York
- Al-Yaqout AF, Hamoda MF (2003) Evaluation of landfill leachate in arid climate—a case study. *Environ Int* 29(5):593–600
- Appelo CAJ, Postma D (2005) Geochemistry, groundwater and pollution. A.A. Balkema, Leiden
- Brun A, Engesgaard P, Christensen TH, Rosbjerg D (2002) Modelling of transport and biogeochemical processes in pollution plumes: Vejen landfill, Denmark. *J Hydrol* 256(3–4):228–247
- Diario Oficial de la Federación/The Official Gazette of the Federation (DOF) (2006) Norma Mexicana NMX-AA-132-SCFI-2006. Muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra/Mexican Norm NMX-AA-132-SCFI-2006. Soil sampling for metal and semimetal identification and quantification, and sample handling. <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/PPD02/NMX132AA2006.pdf>. Accessed 22 January 2013
- Fetter CW (1993) Contaminant hydrogeology. Macmillan, New York
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática/National Institute of Statistical, Geography and Informatics (INEGI) (2001) Síntesis de información geográfica del estado de Baja California/Synthesis of geographic information of the Baja California state. INEGI, México
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática/National Institute of Statistical, Geography and Informatics (INEGI) (2005) Anuario estadístico de México/Statistical yearbook of Mexico. INEGI, Mexico
- Israde I, Buenrostro O, Carrillo-Chávez A (2005) Geological characterization and environmental implications of the placement of the Morelia Landfill, Michoacán, Central Mexico. *J Air Waste Manag Assoc* 55(6):755–764
- Kale SS, Kadam AK, Kumar S, Pawar NJ (2010) Evaluating pollution potential of leachate from landfill site from the Pune metropolitan city and its impact on shallow basaltic aquifers. *Environ Monit Assess* 162(1–4):327–346. doi:[10.1007/s10661-009-0799-7](https://doi.org/10.1007/s10661-009-0799-7)

Kookana RS, Naidu R, Barry DA, Tran TY, Bajracharya K (1999) Sorption–desorption equilibria and dynamics of cadmium during transport in soil. In: Magdi Selim H, Iskandar K (ed) Fate and transport of heavy metals in the vadose zone, 1st edn. CRC Press LLC, Boca Raton, pp 107–123

Kumar CP (2012) Groundwater modelling software—capabilities and limitations. *J Environ Sci Toxicol Food Technol* 1(2):46–57

Merkel BJ, Planer-Friedrich B (2008) Groundwater Geochemistry: a practical guide to modeling of natural and contaminated aquatic systems. Springer, Berlin

Mor S, Ravindra K, Dahiya RP, Chandra A (2006) Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. *Environ Monit Assess* 118:435–456. doi:[10.1007/s10661-006-1505-7](https://doi.org/10.1007/s10661-006-1505-7)

Morf L, Brunner P, Spaun S (2000) Effect of operating conditions and input variations on the partitioning of metals in a municipal solid waste incinerator. *Waste Manag Res* 18(1):4–15. doi: [10.1034/j.1399-3070.2000.00085.x](https://doi.org/10.1034/j.1399-3070.2000.00085.x)

Nicolli HB, Bundschuh J, García JW, Falcon CM, Jean JS (2010) Sources and controls for the mobility of arsenic in oxidizing groundwaters from loess-type sediments in arid/semiarid dry climates—evidence from the Chaco—Pampean plain (Argentina). *Water Res* 44(19):5589–5604

Oliveira-Filho EC, Matos Lopes R, Roma Paumgarten FJ (2004) Comparative study on the susceptibility of freshwater species to copper-based pesticides. *Chemosphere* 56(4):369–374

Parkhurst DL, Appelo CA (2000) User's guide to PHREEQC (Version 2)—a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations, U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 99–4259, p 312

Ramírez-Hernández J, Román-Calleros J, Reyes-López JA, Lázaro-Mancilla O (2006) El escenario del agua en el Valle de Mexicali. In: Ramírez-Hernández J (ed) Una visión de la problemática ambiental de Mexicali y su valle, 1st edn. Autonomous University of Baja California (UABC), Mexicali, pp 19–70

Sadek S, Ghanimeha S, El-Fadela M (2007) Predicted performance of clay-barrier landfill covers in arid and semi-arid environments. *Waste Manag* 27(4):572–583

Secretaría de Economía (SE) (2001) Norma Mexicana NMX-AA-051-SCFI-2001, Análisis de agua—Determinación de metales por absorción atómica en aguas naturales potables, residuales y residuales tratadas—Método de Prueba/Mexican Norm NMXAA-051-SCFI-2001, Water analysis—Determination of metals

by atomic absorption in natural drinking, wastewaters and wastewaters treated—test method. <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/NMX-AA-051-SCFI-2001.pdf>. Accessed 21 August 2012

Siegel FR (2002) Environmental geochemistry of potentially toxic metals. Springer, Heidelberg

Tesfay T, Korom S (2006) Modeling groundwater denitrification by ferrous iron using PHREEQC. Technical report. Department of Geology and Geological Engineering, University of North Dakota. <http://www.ndsu.edu/wrri/TedrosScottFinal%20Report.pdf>. Accessed 22 January 2013

Thornthwaite CW, Mather JR (1957) Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and water balance. Drexel Institute of Technology, Laboratory of Climatology, Certenton

USEPA (1996) Method 3050B—Acid digestion of sediments, sludges and soils samples for analysis by flame atomic absorption (FLAA) or inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP-AES). <http://www.epa.gov/sam/pdfs/EPA-3050b.pdf>. Accessed 21 August 2012

Valdez-Carrillo (2010) Impacto de los residuos provenientes de un tiradero a cielo abierto sobre la calidad del agua subterránea. Dissertation, Autonomous University of Baja California, UABC

Van Breukelen BM, Griffioen (2004) Biogeochemical processes at the fringe of a landfill leachate pollution plume: plume for dissolved organic carbon, Fe(II), Mn(II), NH₄ and CH₄ oxidation. J Contam Hydrol 73(1–4):181–205. doi:[10.1016/j.jconhyd.2004.01.001](https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2004.01.001)

Vasanthi P, Kaliappan S, Srinivasaraghavan R (2008) Impact of poor solid waste management on groundwater. Environ Monit Assess 143:227–238. doi:[10.1007/s10661-007-9971-0](https://doi.org/10.1007/s10661-007-9971-0)

Wan Zuhairi WY (2003) Sorption capacity on lead, copper and zinc by clay soils from South Wales, United Kingdom. Environ Geol 45:236–242. doi:[10.1007/s00254-003-0871-5](https://doi.org/10.1007/s00254-003-0871-5)

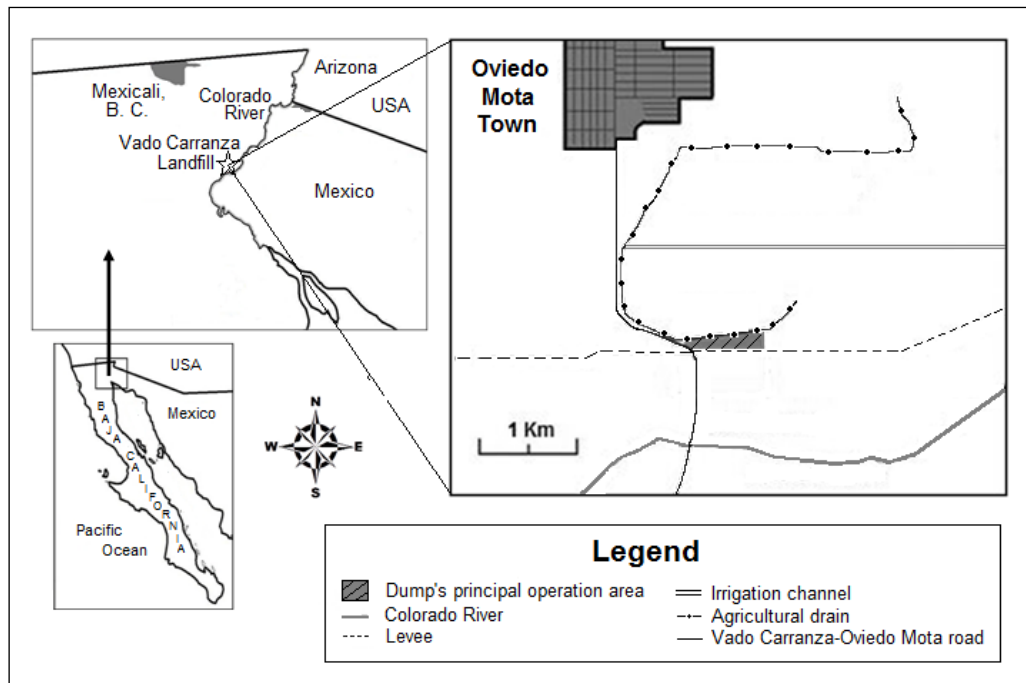


Figura B-1 Location of Vado Carranza dump in Mexicali Valley close to Colorado River

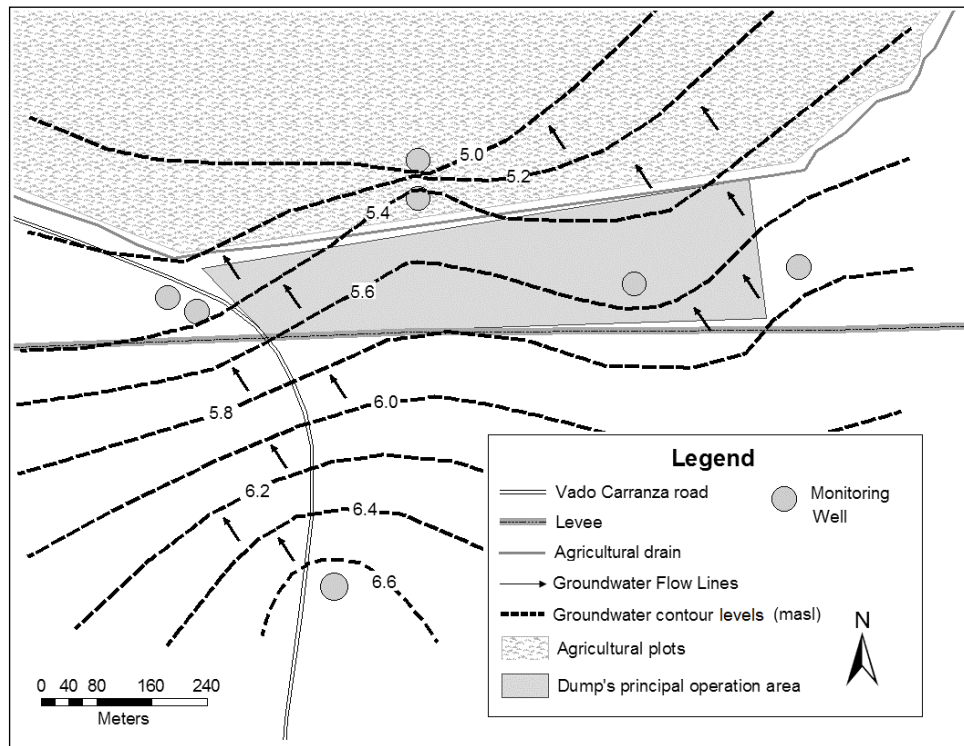


Figura B-2 Groundwater direction flow in the study área, modified from Valdez-Carrillo (2010)

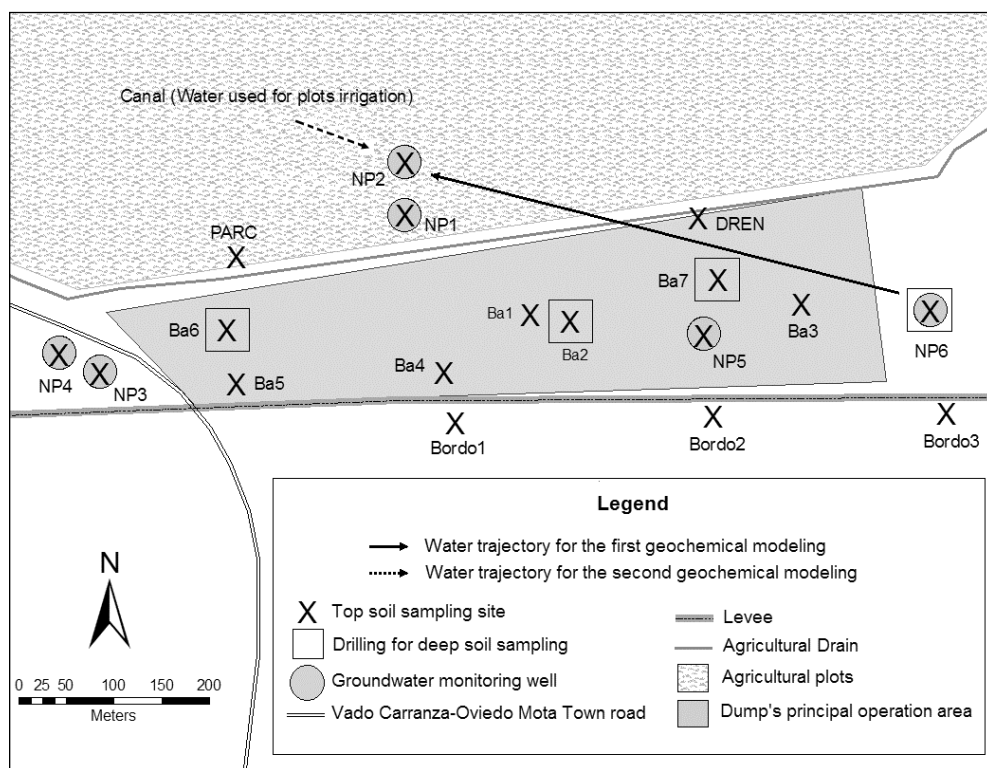


Figura B-3 Distribution of groundwater and soil sampling sites

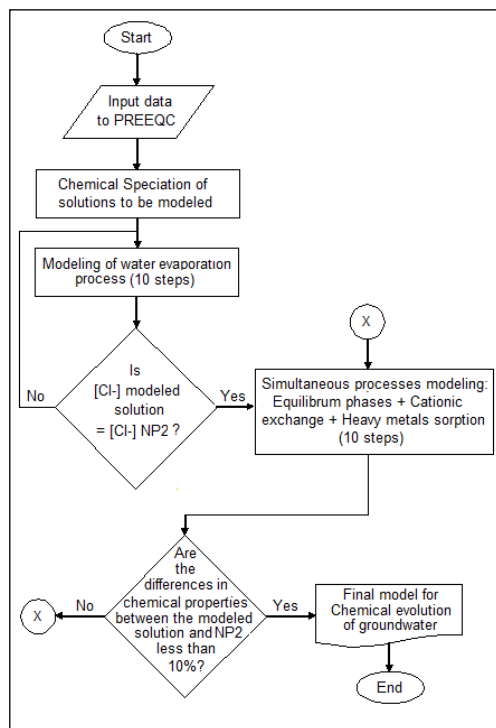


Figura B-4 Flux diagram for the Vado's Carranza dump groundwater geochemical modeling using PHREEQC

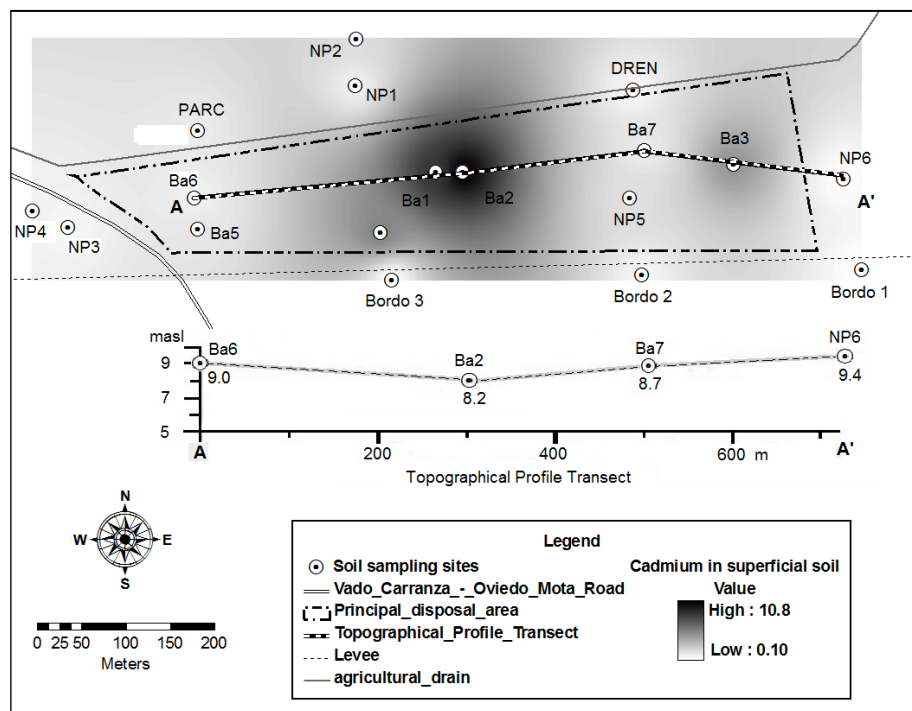


Figura B-6 Cadmium in surface soil and soil topographical profile in the study area

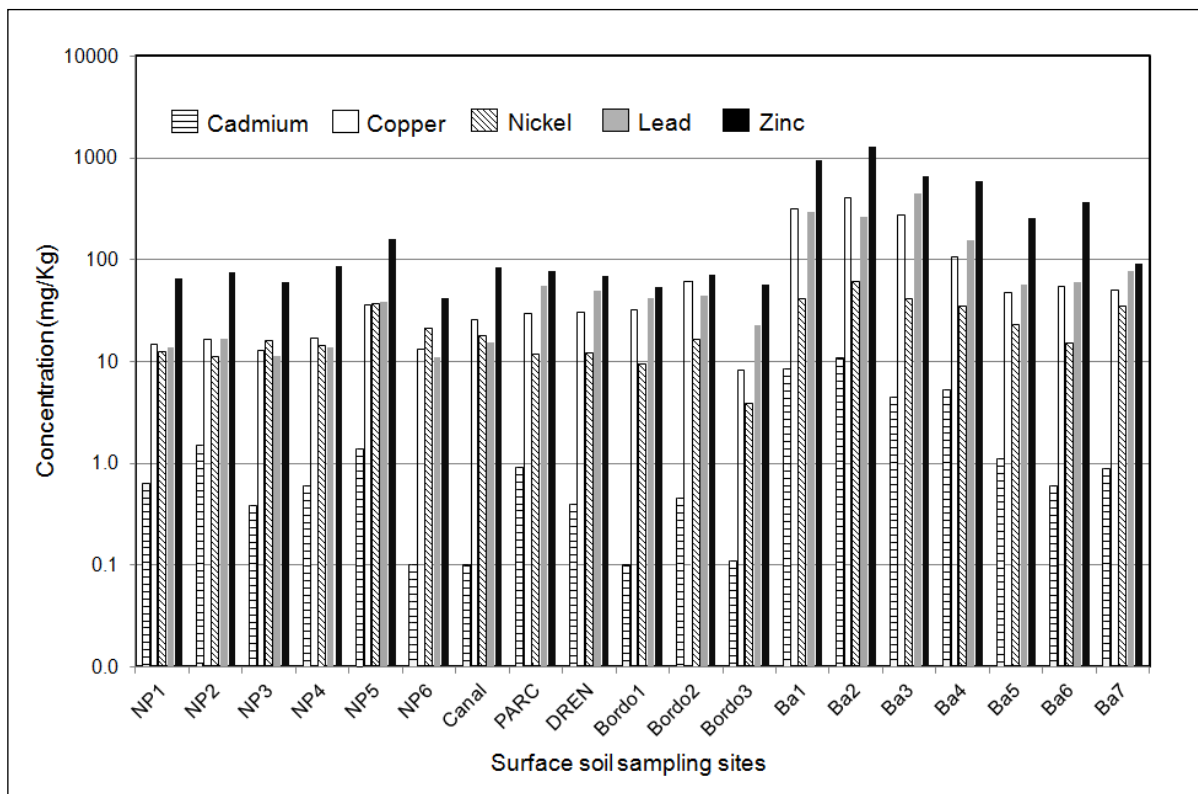


Figura B-5 Heavy metals in surface soil

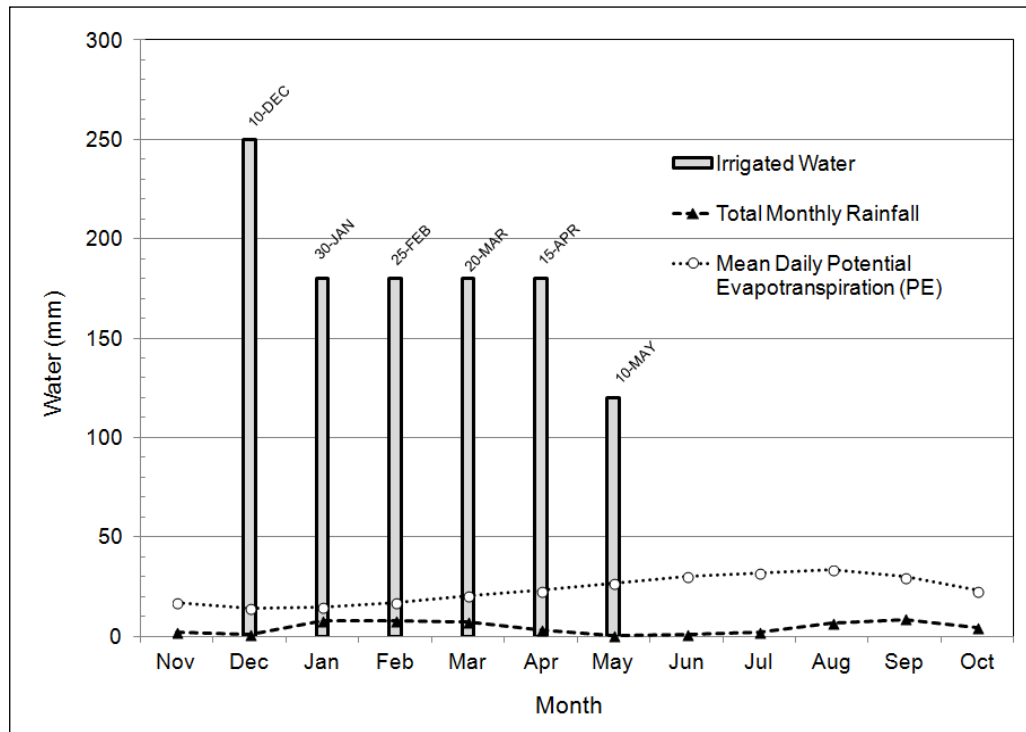


Figura B-7 Daily potential evapotranspiration, irrigated water and rainfall in the study area

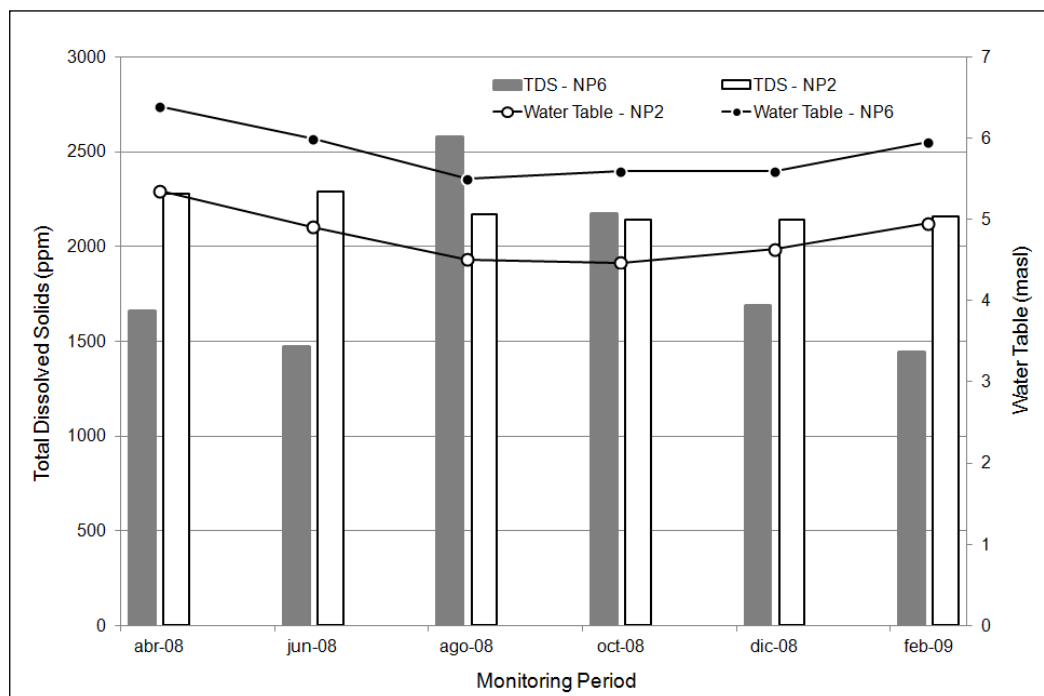


Figura B-8 Temporal evolution of TDS and water table levels of groundwater in the Vado Carranza Dump

Tabla B-1 Heavy metals in groundwater from the Vado Carranza dump

Metal	Date	Ground Water						Surface Water Canal
		NP1	NP2	NP3	NP4	NP5	NP6	
Cu	Apr'08	0.35	0.48	0.55	0.50	0.60	0.52	0.35
	Jun'08	0.32	0.30	0.26	0.24	0.22	0.11	0.11
	Aug'08	0.27	0.26	0.19	0.25	0.17	0.13	0.09
	Otc'08	0.25	0.31	0.23	0.23	0.16	0.11	0.09
	Dec'08	0.28	0.32	0.27	0.30	0.19	0.15	0.10
	Feb'09	0.31	0.35	0.22	0.21	0.21	0.14	0.13
AVG ± SD		0.30±0.04	0.34± 0.08	0.29±0.13	0.29±0.11	0.26±0.17	0.19±0.16	0.15±0.10
Cd	Apr'08	0.052	0.061	0.045	0.037	0.030	0.028	BDL
	Jun'08	BDL	BDL	0.02	BDL	BDL	BDL	BDL
	Aug'08	0.021	0.051	0.035	BDL	0.037	0.037	0.023
	Otc'08	0.038	0.042	0.042	0.036	0.041	0.036	0.031
	Dec'08	0.033	0.032	BDL	BDL	BDL	0.021	0.025
	Feb'09	BDL	0.035	BDL	BDL	0.023	BDL	BDL
AVG. ± SD		0.036±0.013	0.044±0.012	0.036±0.011	0.037±0.001	0.033±0.008	0.031±0.008	0.026±0.004
Ni	Apr'08	0.048	BDL	0.026	0.020	0.030	BDL	BDL
	Jun'08	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
	Aug'08	0.023	0.024	BDL	BDL	0.023	BDL	0.025
	Otc'08	0.021	0.025	BDL	BDL	0.034	0.026	0.025
	Dec'08	BDL	0.022	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
	Feb'09	0.026	0.029	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
AVG. ± SD		0.030±0.013	0.025±0.003	-	-	0.029±0.006	-	0.025±0.000
Pb	Apr'08	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
	Jun'08	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
	Aug'08	0.033	0.072	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
	Otc'08	BDL	0.050	BDL	0.049	BDL	BDL	BDL
	Dec'08	BDL	0.045	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
	Feb'09	0.034	0.038	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
AVG ± SD		0.034±0.001	0.051±0.015	-	-	-	-	-
Zn	Apr'08	0.031	0.033	0.053	0.042	0.038	0.038	0.056
	Jun'08	0.043	0.059	0.030	0.047	0.051	BDL	BDL
	Aug'08	0.056	0.054	0.058	0.064	0.050	0.040	0.050
	Otc'08	0.061	0.061	0.059	0.059	0.055	0.051	0.053
	Dec'08	0.060	0.047	0.043	0.040	0.046	0.048	0.044
	Feb'09	0.061	0.051	0.051	0.042	0.047	0.043	0.042
AVG ± SD		0.052±0.012	0.051±0.010	0.049±0.011	0.049±0.010	0.048±0.006	0.044±0.005	0.049±0.006

Detection limits: Cu 0.06; Cd 0.02; Ni 0.02; Pb 0.03; Zn 0.03

AVG Average, SD Standard deviation, BDL Below detected limit

Tabla B-2 Heavy metals in soil samples from the four boreholes drilled in the Vado Carranza dump (concentrations in mg/Kg dry weight)

Drilling	Depth (cm)	Metal				
		Cu	Cd	Ni	Pb	Zn
Ba6	0-10	54.1	0.6	15.2	60.3	364
	30	14.1	1.4	9.2	13.6	41.5
	60	12.7	1.7	6.9	13.3	33.6
	90	16.6	3.1	7.8	27.9	88.3
	120	30.6	2.9	18.7	15.6	79.7
	150	34.4	3.3	21.3	12.9	85.4
Ba2	0-10	410	10.7	61.7	262	1290
	30	183	6.8	39.8	97.0	646
	60	36.0	4.8	40.3	9.9	74.6
	90	30.0	4.1	37.7	5.7	69.4
	120	41.9	4.3	43.3	9.6	80.8
	150	29.5	5.1	31.1	12.5	72.3
Ba7	0-10	50.1	0.9	34.9	77.3	92.0
	30	32.9	4.2	15.4	21.6	134
	60	10.9	2.2	4.2	10.6	33.1
	90	25.0	3.6	17.4	13.9	65.4
	120	21.1	3.0	8.5	5.5	55.3
	150	22.9	4.1	15.6	8.5	53.6
NP6	0-10	13.0	0.1	21.4	11.0	42.1
	30	14.7	3.6	25.5	17.6	47.8
	60	27.1	1.8	26.3	32.6	80.7
	90	42.8	2.2	26.9	38.3	58.9
	120	30.9	2.3	26.6	44.2	70.0
	150	27.2	2.2	17.6	18.4	55.6

Tabla B-3 Results of the groundwater geochemical evolution modeling from NP6 to NP2 using the program PHREEQC

4. Modeling of water evaporation process of 10 steps				
Quantity of evaporated water: $\text{H}_2\text{O}_{(g)} = 16.8$ moles by water Kg $(26.7 \pm 9.2)^b$				
5. Processes modeled simultaneously				
2a. Equilibrium Phases			2b. Cationic Exchange	
Phase	Saturation Index	Moles ^c	Exchanger	Moles Interchanged
Calcite	0.0	0	CaX_2	$2.8 \times 10^{-03} (6.56 \times 10^{-03} \pm 6.6 \times 10^{-03})$
Dolomite	0.0	0	MgX_2	$6.2 \times 10^{-04} (3.56 \times 10^{-03} \pm 2.6 \times 10^{-03})$
$\text{CO}_2(g)$	-1.6(-1.6 $\pm$ 0.1)	10	NaX	$1.6 \times 10^{-03} (2.62 \times 10^{-03} \pm 1.9 \times 10^{-03})$
$\text{O}_2(g)$	-1.2	10	CdX_2	$4.5 \times 10^{-07} (9.86 \times 10^{-07} \pm 4.2 \times 10^{-07})$
SiO_2	0.0	10	ZnX_2	$4.1 \times 10^{-06} (6.64 \times 10^{-06} \pm 4.6 \times 10^{-06})$
			CuX_2	$1.13 \times 10^{-03} (5.75 \times 10^{-03} \pm 4.9 \times 10^{-03})$
			PbX_2	$1.95 \times 10^{-05} (1.79 \times 10^{-05} \pm 1.9 \times 10^{-05})$
2c. Surface sorption				
Site type Hfo_wOH	Site (moles) 0.003 (0.013 $\pm$ 0.008)	Surface Hfo	Area (m ² /g) 600	Mass (g) 0.01
6. Chemical comparison between modeling solution and NP2				
Element	Initial solution NP6	Modeling solution	Final Solution NP2	%Error
HCO_3^-	8.1×10^{-03}	7.6×10^{-03}	9.0×10^{-03}	10.8 (23.2 $\pm$ 21.9)
Ca	2.2×10^{-03}	1.7×10^{-03}	1.7×10^{-03}	3.2 (2.8 $\pm$ 3.4)
Cd	3.3×10^{-07}	4.5×10^{-07}	4.6×10^{-07}	1.0 (1.0 $\pm$ 0.5)
Cl	1.7×10^{-02}	2.3×10^{-02}	2.3×10^{-02}	0.1 (0.1 $\pm$ 0.1)
Cu	2.1×10^{-06}	4.0×10^{-06}	4.1×10^{-06}	1.1 (2.2 $\pm$ 2.1)
K	2.0×10^{-04}	1.7×10^{-04}	1.5×10^{-04}	8.9 (2.3 $\pm$ 3.3)
Mg	5.4×10^{-03}	3.0×10^{-03}	3.0×10^{-03}	0.7 (1.1 $\pm$ 1.4)
NO_3^-	7.0×10^{-05}	9.3×10^{-05}	2.0×10^{-05}	109.3 (80.7 $\pm$ 26.1)
Na	2.8×10^{-02}	3.6×10^{-02}	3.6×10^{-02}	0.3 (1.4 $\pm$ 1.5)
Pb	BDL	3.4×10^{-07}	3.5×10^{-07}	1.6 (1.3 $\pm$ 1.1)
SO_4^{2-}	9.9×10^{-03}	1.2×10^{-02}	1.2×10^{-02}	4.5 (15.8 $\pm$ 16.8)
Zn	6.1×10^{-07}	8.2×10^{-07}	8.3×10^{-07}	0.6 (0.4 $\pm$ 0.2)
pH	6.9	7.2	7.4	1.7 (3.7 $\pm$ 4.1)
^a Results are for the third sampling campaign (August 2008) ^b All parentheses information corresponds to the mean and standard deviation modeling values of the six campaigns ^c Maximum amount of the mineral or gas that can dissolve BDL Below detection limit				

Tabla B-4 Results of the groundwater geochemical evolution modeling from Canal to NP2 using the program PHREEQC

D. Modeling of water evaporation process of 10 steps				
Quantity of evaporated water: $\text{H}_2\text{O}_{(g)} = 29.1$ moles by water Kg $(39.2 \pm 5.9)^b$				
E. Processes modeled simultaneously				
2a. Equilibrium Phases			2b. Cationic Exchange	
Phase	Saturation Index	Moles ^c	Exchanger	Moles Interchanged
Calcite	0.0	0	CaX_2	$3.8 \times 10^{-03} (6.3 \times 10^{-03} \pm 5.1 \times 10^{-03})$
Dolomite	0.0	0	MgX_2	$4.2 \times 10^{-03} (2.3 \times 10^{-03} \pm 1.5 \times 10^{-03})$
$\text{CO}_2(g)$	-1.6(-1.7 $\pm$ 0.1)	10	NaX	$1.2 \times 10^{-02} (7.5 \times 10^{-03} \pm 3.5 \times 10^{-03})$
$\text{O}_2(g)$	-1.2	10	CdX_2	$7.8 \times 10^{-07} (6.3 \times 10^{-07} \pm 4.2 \times 10^{-07})$
SiO_2	0.0	10	ZnX_2	$1.8 \times 10^{-06} (3.0 \times 10^{-06} \pm 2.1 \times 10^{-06})$
			CuX_2	$4.8 \times 10^{-04} (2.6 \times 10^{-03} \pm 2.0 \times 10^{-03})$
			PbX_2	$2.6 \times 10^{-06} (3.3 \times 10^{-06} \pm 2.5 \times 10^{-06})$
2c. Surface sorption				
Site type Hfo_wOH	Site (moles) 0.009 (0.008 $\pm$ 0.003)	Surface Hfo	Area (m^2/g) 600	Mass (g) 0.01
F. Chemical comparison between modeling solution and NP2				
Element	Initial solution NP6	Modeling solution	Final Solution NP2	%Error
HCO_3^-	3.4×10^{-03}	6.9×10^{-03}	9.0×10^{-03}	16.8 (25.0 $\pm$ 27.1)
Ca	2.1×10^{-03}	1.5×10^{-03}	1.7×10^{-03}	8.5 (2.8 $\pm$ 3.3)
Cd	2.1×10^{-07}	4.2×10^{-07}	4.6×10^{-07}	4.9 (1.7 $\pm$ 1.8)
Cl	1.1×10^{-02}	2.3×10^{-02}	2.3×10^{-02}	0.1 (0.1 $\pm$ 0.1)
Cu	1.4×10^{-06}	4.0×10^{-06}	4.1×10^{-06}	1.3 (2.2 $\pm$ 1.7)
K	2.5×10^{-05}	1.7×10^{-04}	1.5×10^{-04}	7.8 (3.1 $\pm$ 4.4)
Mg	2.8×10^{-03}	2.8×10^{-03}	3.0×10^{-03}	5.3 (3.5 $\pm$ 3.1)
NO_3^-	1.1×10^{-04}	3.5×10^{-04}	3.0×10^{-05}	155.6 (116.1 $\pm$ 56.0)
Na	1.1×10^{-03}	3.5×10^{-02}	3.6×10^{-02}	1.4 (1.6 $\pm$ 1.7)
Pb	BDL	3.9×10^{-07}	3.5×10^{-07}	1.6 (1.3 $\pm$ 1.1)
SO_4^{2-}	6.3×10^{-03}	1.3×10^{-02}	1.2×10^{-02}	6.8 (10.6 $\pm$ 9.6)
Zn	7.7×10^{-07}	8.3×10^{-07}	8.3×10^{-07}	0.0 (0.3 $\pm$ 0.5)
pH	8.4	7.1	7.4	1.9 (3.0 $\pm$ 2.8)
^a Results are for the third sampling campaign (August 2008) ^b All parentheses information corresponds to the mean and standard deviation modeling values of the six campaigns ^c Maximum amount of the mineral or gas that can dissolve BDL Below detection limit				

C.4TO. SIMPOSIO IBEROAMERICANO DE INGENIERÍA DE RESIDUOS Y 4TO. ENCUENTRO NACIONAL DE EXPERTOS EN RESIDUOS SÓLIDOS

C.1 Evolución química del agua subterránea en un relleno sanitario ubicado en el Valle de Mexicali, B. C.

Francisco Javier Gómez Puentes, Jaime Alonso Reyes L, Dina Areli Larios López
gomez_francisco@uabc.mx.

Resumen

Dentro de las fuentes potenciales de contaminación de aguas subterráneas se encuentra la disposición de los residuos en sitios que no reúnen las características de operación para disminuir su impacto negativo. Uno de estos sitios no controlados es el basurero Vado Carranza, localizado en el Valle de Mexicali, B. C. en el noroeste de México, el cual se encuentra en operación desde hace quince años y recibe diariamente alrededor de 30 Ton de residuos sólidos. Las características de operación de este sitio, entre ellas la disposición y quema a cielo abierto de los residuos, y la poca profundidad del acuífero de la zona, hacen que al suelo y al agua subterránea vulnerables a padecer procesos de contaminación. En esta investigación se llevó a cabo la modelación geoquímica mediante el programa PHREEQC de los datos geoquímicos colectados en pozos y suelos adyacentes a este basurero. El objetivo de estas simulaciones fue estimar la evolución geoquímica del agua subterránea en el área del basurero en base a la dirección de flujo y a los resultados físicos y químicos obtenidos a partir de la instalación de una red piezométrica. Los resultados obtenidos sugieren como procesos dominantes la evaporación de agua, el intercambio catiónico y la adsorción de metales provenientes del basurero.

Palabras Clave: *agua subterránea, modelación geoquímica, residuos sólidos urbanos*

1. 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 medio ambiente [1], [2]. Dentro de 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 [3]. Estos problemas ambientales se magnifican 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 diversos tipos 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 por diferentes investigadores [4]. Por lo tanto, resulta indispensable el monitoreo continuo para evaluar la calidad de las aguas subterráneas 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 [5]. Uno de estos tiraderos es el denominado Vado Carranza, llamado así por su cercanía al sitio con el mismo nombre en el Valle de Mexicali, B. C.. En este relleno sanitario se llevó a cabo la evaluación de la calidad del agua subterránea así como su modelación química con la finalidad de caracterizar y estimar el comportamiento de los contaminantes y su movimiento.

2. Desarrollo

2.1 Área de Estudio. El basurero se localiza en el Valle de Mexicali, B. C. en el noroeste de México, tiene la característica de estar enclavado dentro del corredor ripario y a una distancia aproximada de 1 Km. del Río Colorado (Vado Carranza). Las coordenadas geográficas centrales del basurero Vado Carranza (VC) son: 32° 12' 12.9" Latitud Norte y 115° 09' 19.3" Longitud Oeste (Figura C-1). El sitio 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 basurero es 50 000 m² 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. En el sitio se lleva a cabo la separación y reciclaje solamente de metales ferrosos y aluminio mientras que el resto de los residuos se queman a cielo abierto.

2.2 Sistema de Control. En marzo de 2008 se instaló una red piezométrica en la zona de estudio. Esta red está conformada por seis pozos (NP1-NP6) de 6 m de profundidad en promedio (Figura C-2). La construcción de los piezómetros se realizó mediante tubería PVC de 2 in de diámetro y 6 m de largo. Los tubos fueron perforados en su mitad inferior para permitir el paso del agua subterránea. Esta red fue utilizada para determinar las propiedades hidráulicas del acuífero así como para obtener muestras de agua subterránea.

2.3 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. Se tomaron dos muestras por pozo, para cuantificar aniones y cationes respectivamente. Para la cuantificación de metales y cationes, las muestras fueron acidificadas a un pH menor a 2 con ácido nítrico concentrado.

2.4 Análisis de Agua Subterránea. En campo se midió pH, sólidos disueltos, conductividad eléctrica, temperatura, oxígeno disuelto y potencial redox, mientras que en laboratorio se cuantificaron iones mayoritarios [6] y metales pesados [7]. Los aniones fueron determinados mediante métodos químicos mientras que para la cuantificación de cationes y metales pesados se empleó la técnica de espectrometría de absorción atómica en base a la norma mexicana NMX-AA-051-SCFI-2001. El balance de cargas de las muestras de agua estuvo por debajo del 10% y en las curvas de calibración de cationes y metales pesados el coeficiente de correlación respectivo estuvo por encima de 0.995 para cada una de los elementos determinados (Cd, Cu, Pb, Ni, Zn, Na, K, Ca y Mg).

2.5 Modelación Geoquímica del Agua Subterránea. En base a los resultados obtenidos se efectuó la modelación de la evolución química del agua subterránea mediante el programa PHREEQC [8]. Para ello se tomó en cuenta la dirección del flujo del agua subterránea (sureste-noroeste) obtenida a partir de la medición de los niveles estáticos en los pozos (Figura C-2). El punto de partida fue un agua con la composición de NP6 que evoluciona químicamente en un agua con las características observadas en NP2. El primer paso consistió en realizar 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 Cl^- existentes en NP2. Lo anterior tomando en cuenta la capacidad conservativa del Cl^- [9]. 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 es posible formar en ese ambiente de acuerdo a la literatura [10]. Para el equilibrio de $\text{CO}_{2(g)}$ y $\text{O}_{2(g)}$ se consideró un valor para $\log P_{\text{CO}_2} = -2.3$ (0.005 bar) y para $\log P_{\text{O}_2} = -1.21$ (0.06 bar) en base a la ley de Henry. El proceso de adsorción de metales pesados se ensayó mediante hidróxidos de hierro que constituyen una de las superficies adsorbentes más comunes y son empleados por el programa PHREEQC. En la etapa final se siguió un proceso iterativo hasta conseguir la mejor aproximación posible entre la solución modelada y NP2.

3. Resultados y Discusión

La tabla C-1 presenta los resultados obtenidos para la modelación correspondiente a la primera campaña de muestreo, para el resto de las campañas los resultados obtenidos son esencialmente los mismos. En esta campaña 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 ± 9.2 moles). 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. En los meses más cálidos se requirió evaporar menor cantidad de moles poniendo de manifiesto la importancia del proceso evaporativo en la zona. La campaña que requirió la menor cantidad de moles evaporados de agua para realizar la modelación en este modelo fue agosto de 2008 con 13.8 moles. La tabla C-1 también muestra que los procesos de intercambio iónico y de sorción entre los metales en solución y los sedimentos permite una reproducción de la química del agua del pozo NP2. Sin embargo, los resultados en la tabla C-1 presentan las mismas discrepancias para el HCO_3^- , el nitrato y el pH. Esto ocurre para todas las muestras

modeladas en las diferentes fechas de muestreo. En primer lugar, la concentración de HCO_3^- de la solución modelada presenta un 89% de error respecto a la cantidad observada en NP2. Tanto la concentración de la solución modelada como la observada en NP2 sugieren que esta especie experimenta un proceso de evaporación, sin embargo, el contenido de HCO_3^- en la solución modelada es 10 veces inferior lo que influye en el pH modelado ya que baja su valor a 6.8 comparado con 8.0 de la muestra real. Lo anterior puede deberse a variaciones en la presión parcial de CO_2 en el subsuelo. En estas simulaciones se mantuvo constante la presión parcial del CO_2 , lo que obligó a la solución a disminuir el contenido en moles de CO_2 en la solución al evaporarse el agua. Es posible que en la solución real la concentración de CO_2 se incremente al evaporarse el agua sin mantener el CO_2 constante, un proceso que no se ha modelado. La otra discrepancia la presenta NO_3^- , en este caso la solución modelada presenta una cantidad superior a la observada en NP2. El contenido de 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, lo que sugiere que otras reacciones no modeladas pueden afectar el contenido de nitrato. Además, las campañas de octubre de 2008 y febrero de 2009, presentaron discrepancias en cuanto al contenido de SO_4^{2-} los errores para estos casos fueron 17.3% y 35.7%, respectivamente. En el caso de los metales pesados, en general se obtuvieron resultados satisfactorios para las seis campañas modeladas con los procesos de intercambio catiónico y de adsorción considerados. Los errores y desviación estándar promedio fueron los siguientes: Cu ($3.7 \pm 3.2\%$), Cd ($1.3 \pm 1.8\%$), Pb ($2.5 \pm 0.9\%$) y Zn ($0.6 \pm 0.7\%$).

4. Conclusiones

La modelación química realizada pone de manifiesto la importancia del proceso evaporativo del agua en la zona de estudio variando de acuerdo a las condiciones climáticas de la región. El intercambio catiónico y la adsorción tanto de cationes como metales pesados representan dos procesos naturales de atenuación de solutos presumiblemente provenientes del basurero tal como lo sugiere la dirección de flujo del agua subterránea y la mayor concentración de solutos en NP2. Las discrepancias en la modelación respecto a los aniones HCO_3^- , NO_3^- y SO_4^{2-} sugieren, la ocurrencia de otros procesos que no se han modelado en

este trabajo. Finalmente, en relación con sitios de disposición final de residuos sólidos, la modelación geoquímica proporciona información valiosa que permite identificar los procesos involucrados en el transporte de contaminantes, el establecimiento de regulaciones ambientales futuras, entre otros. Sobre todo este trabajo pone de manifiesto el efecto de la evaporación en el incremento de concentración de contaminantes a lo largo del camino de aguas subterráneas someras en zonas desérticas. Por ello, es recomendable que en esta zona se realicen estudios complementarios enfocados principalmente a la caracterización de contaminantes orgánicos que puedan lixiviar o estar presentes en las emisiones resultantes de la quema de los residuos.

Referencias Bibliográficas

- [1] Vasanthi, P., Kaliappan, S., Srinivasaraghavan, R., Impact of solid waste management on groundwater. *Environ Monit Assess.* Vol. 143. 2008. pp. 227-238.
- [2] Israde I., Buenrostro, O. y Carrillo-Chávez, A., Geological Characterization and Environmental Implications of the Placement of the Morelia Landfill, Michoacán, Central Mexico. *Journal of the Air and Waste Management Association.* 2005, ISSN 1047-3289.
- [3] Cruz Rieva, R., Orta Ledesma, M.T., Sánchez Gómez, J., Rojas Valencia, M. N., Cuantificación de efectos ambientales de un tiradero a cielo abierto, caso de estudio. XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún, México, 27-31 de octubre 2002.
- [4] Christensen, T. H., Kjeldsen P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H. and Heron, G.. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry.* Vol. 16. 2001. pp. 659-718.
- [5] SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales), Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. *Diario Oficial de la Federación*, 20 de octubre de 2004, México. Disponible en: <http://www.semarnat.gob.mx/leyesynormas/normas/Normas%20Oficiales%20Mexicanas%20vigentes/NOM-083-SEMAR-03-20-OCT-04.pdf>
- [6] Valdez-Carrillo, M., Impacto de los Residuos Provenientes de un Tiradero a Cielo Abierto Sobre la Calidad del Agua Subterránea. Tesis de Maestría. 2010. Universidad Autónoma de Baja California, México.
- [7] Gómez-Puentes, F. J., 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. 2010. Universidad Autónoma de Baja California, México.
- [8] Parkhurst D. L., Appelo, C.A.J., User's Guide to PHREEQC (Version 2) A computer program for speciation, batch reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. *Water Resources Investigations.* 1999. Report 99-4259. U.S. Department of the Interior. U.S. Geological Survey.
- [9] Schoeller, H., Salinity of Groundwater, evapotranspiration and recharge of aquifers. In: Appelo C.A.J. & Postma O., *Geochemistry, groundwater and pollution.* 2nd Edition. 2005, CRC Press.
- [10] Pough, F.H., *Rocks and minerals*, 4th Edition, 1988, Houghton Mifflin Company, Boston, Massachusetts, USA. Pp. 317.

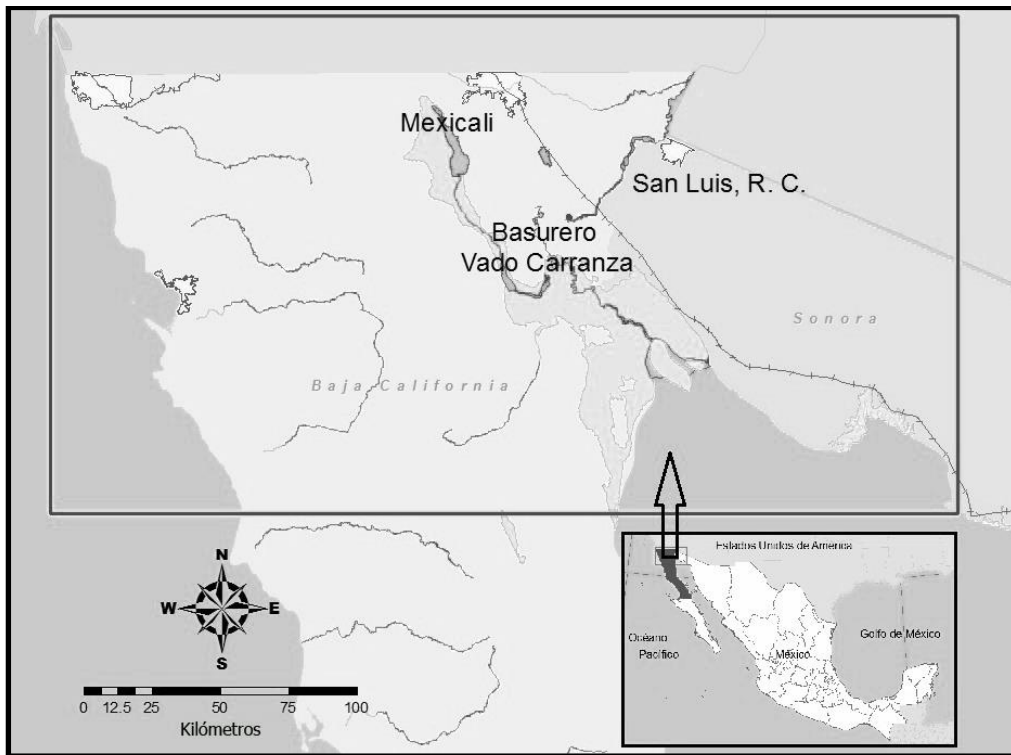


Figura C-1 Localización del área de estudio

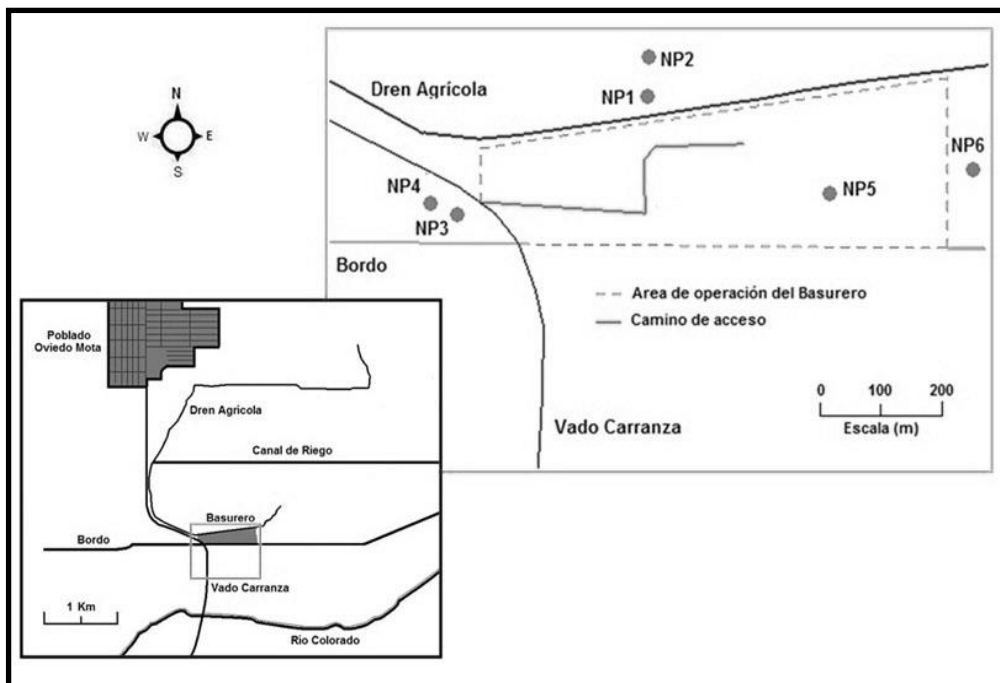


Figura C-2 Ubicación de la red piezométrica en la zona de estudio

Tabla C-1 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 ₂ O _(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	1.5x10 ⁻⁴ (1.24x10 ⁻⁴ ±6.51x10 ⁻⁵)	
	Dolomita	0.0	0	MgX ₂	6.0x10 ⁻³ (3.96x10 ⁻³ ±2.48x10 ⁻³)	
	CO ₂ (g)	-2.3	10	CdX ₂	1.4x10 ⁻⁴ (2.89x10 ⁻⁵ ±6.21x10 ⁻⁵)	
	O ₂ (g)	-1.2	10	ZnX ₂	4.1x10 ⁻⁶ (1.37x10 ⁻⁵ ±8.54x10 ⁻⁶)	
	SiO ₂	0.0	10	CuX ₂	1.1x10 ⁻² (7.3x10 ⁻³ ±7.43x10 ⁻³)	
	4. Adsorción de metales					
	Tipo de superficie		moles	Superficie	Área (m ² /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 ₃ ⁻	1.00x10 ⁻⁰²	7.24x10 ⁻⁰⁴	9.43x10 ⁻⁰³	88.9 (64.8±13.8)		
Ca	2.33x10 ⁻⁰³	4.36x10 ⁻⁰⁴	4.01x10 ⁻⁰⁴	5.7 (4.1±3.7)		
Cd	2.50x10 ⁻⁰⁷	5.10x10 ⁻⁰⁷	5.44x10 ⁻⁰⁷	4.3 (1.3±1.8)		
Cl	9.90x10 ⁻⁰³	2.38x10 ⁻⁰²	2.38x10 ⁻⁰²	0.0 (0.11±0.10)		
Cu	7.57x10 ⁻⁰⁶	7.27x10 ⁻⁰⁶	7.58x10 ⁻⁰⁶	2.8 (3.7±4.4)		
K	1.28x10 ⁻⁰⁴	1.62x10 ⁻⁰⁴	1.62x10 ⁻⁰⁴	0.0 (2.8±3.6)		
Mg	5.98x10 ⁻⁰³	3.53x10 ⁻⁰³	3.69x10 ⁻⁰³	2.8 (4.9±3.7)		
NO ₃ ⁻	1.86x10 ⁻⁰⁴	4.47x10 ⁻⁰⁴	2.72x10 ⁻⁰⁴	35.3 (80.7±26.1)		
Na	2.36x10 ⁻⁰²	3.49x10 ⁻⁰²	3.47x10 ⁻⁰²	0.4 (3.1±3.6)		
SO ₄ ²⁻	1.00x10 ⁻⁰²	8.83x10 ⁻⁰³	8.56x10 ⁻⁰³	2.0 (18.8±19.7)		
Zn	5.83x10 ⁻⁰⁷	5.02x10 ⁻⁰⁷	5.06x10 ⁻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 H₂O.						

D. MANUSCRITO PARA PUBLICACIÓN ENVIADO A LA REVISTA JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT

D.1 Geochemical modelling and low-frequency geoelectrical methods to evaluate the open dump impact in arid and deltaic environments

^{1,2}Francisco Javier Gómez-Puentes, ³Marco Antonio Pérez-Flores, ^{*1}Jaime Alonso Reyes-López, ⁴Dina Areli Larios López, ³Fernando Herrera-Barrientos, ¹Rafael Onofre García-Cueto, ¹Socorro Romero-Hernández and ⁵Fernando Amílcar Solís-Domínguez.

¹ Engineering Institute, Autonomous University of Baja California, UABC

[*jaime.reyes63@uabc.edu.mx](mailto:jaime.reyes63@uabc.edu.mx)

²Technological Institute of Mexicali, Av. Instituto Tecnológico S/N, Col. Elías Calles, C.P. 21396, Mexicali, Baja, California, México. E-mail: jgomez87@uabc.edu.mx

³Center of Scientific Research and Superior Education of Ensenada (CICESE), Ensenada, Baja California, México

⁴Department of Geological Sciences, Ohio University, Athens, OH, USA

⁵Faculty of Engineering, Mexicali Campus, UABC

Abstract

In Mexico, open dumps that are maintained by the municipality but provide no covering of waste are not uncommon. Further, disposal at these sites is often performed by burning. The aim of this study was to determine the leachate plume from an open dump located in a depositional deltaic environment, with arid climate, low rainfall and where the water table is about 2 m below the surface. The methodology comprised analysis of groundwater monitoring wells and geophysical and geochemical prospecting techniques. The 3D geoelectric interpretation shows a typical area of these depositional environments with low resistive values (10 to 20 ohm-m) associated with the presence of sands and clays interbedded. However, there is a very low resistivity zone associated with the dump's impact which reaches values below 5 ohm-m, and it is located where the disposal and burning of wastes occurred. Another zone with values above 16 ohm-m that appears as a limit for the advance of the saline. This is interpreted as a sandy lenses area. These sandy lenses with higher porosity transport aquifer's water. Thus the dump is in direct contact by this conduct with clean groundwater. Piper diagrams constructed with the chemical data analysis reveal that the groundwater in the area corresponds to the chlorinated and/or sulfated sodium type,

showing the impact caused by the dump. The monitoring well (NP8) with the highest dissolved solids content behaves anomalously and belongs to the more conductive zone according with the geoelectric profiles. The subsoil geochemical behavior is influenced by the seasonal water table variations provoking the dissolution of burned and unburned wastes but the effects of slow flows in the direction of the regional flow are not discarded. Although the most impacted area within the dump is characterized to a depth of 10 m, there is a slow flow in the direction of the regional flow that has been moving pollutants out of the dumpsite during its almost 20 years of operation. The results of this study provide valuable information for the authorities to carry out an appropriate restoration project.

Keywords: subsoil electrical resistivity, electrical chargeability, open dump, urban solid wastes, groundwater, pollution

Introduction

In Mexico, official statistics indicate that around 30% of solid wastes are deposited at either controlled or uncontrolled sites (INEGI, 2005), without any environmental protection. According to Mexican environmental regulation, the collection and disposal of urban solid wastes (USW) is ceded to the municipal authority; however, all the municipalities in the country (i.e. more than 2,450), are facing a challenge in the management of these kind of wastes because the daily volume generated exceeds the infrastructure capacity (Garduño-Palomino et al. 2012). In Mexicali Valley, as in the rest of the country, the lack of landfill sites available to serve the population growth has led to the proliferation of open dumps run by the municipality. Open dumps represent one of the major risks of soil, subsoil, surface water and groundwater. The dumpsite called Vado Carranza is a clear example of this unregulated phenomenon. In this site, the operating characteristics, including the uncontrolled disposal and open burning of USW in addition to the presence of a shallow aquifer, have motivated several investigations to assess its environmental impact (Valdez-Carrillo et al, 2010; Atencio-Pérez, 2011; Gómez-Puentes et al, 2013). In sites like this, the subsurface contaminants flow depending on the physical soil properties, climate conditions and water table level. The heterogeneity of the physical medium (soil) favors preferential flow directions that controls the transport processes in the unsaturated zone and consequently in the groundwater.

In recent years, the application of geophysical prospecting techniques has increased in the fields of hydrogeology and environmental assessment (Gallas et al., 2009). Geophysical methods are useful because of their non-destructive nature (Frid et al., 2008), low cost and reliable results. Geophysical prospecting results usually provide a helpful description of the subsurface properties (Zume et al., 2006). One such geophysical technique measures the electrical resistivity (Pellerin, 2002) from direct current to variable frequency geoelectric methods. This technique allows for the differentiation of various types of materials according to their moisture content and conductive elements, porosity, and temperature (Guerin et al. 2004). Some authors have accompanied this method with the induced polarization (IP) (Aristodemou and Thomas-Betts, 2000) to discern the presence of clay and sand layers. Also IP has been used to estimate parameters such as permeability or the chemistry between the aqueous and ground ore phases (Revil et al., 2012).

Geochemical techniques applied to sampling and analysis of soil and water are used to determine physical and chemical parameters to assess environmental impact. These techniques include leachate and groundwater analysis. Research of pollutant characterization in USW leachate (e.g. Christensen et al., 2001; Sizirici & Tansel, 2010) distinguishes four groups: organic matter, heavy metals, inorganic macrocomponents and xenobiotic organic compounds. There are many geochemical programs that can be used to model the spatial and temporal distribution of contaminants in landfills. One of these programs is PHREEQC that has been employed in numerous studies (Van Breukelen & Griffioen 2004; Halim et al., 2005; Ettler et al., 2006).

Mexican legislation requires for leachate monitoring, although only the measurements of pH, oxygen demand and some heavy metals are performed. In the case of heavy metals, the regulations don't specify which metals must be evaluated. To meet legislative requirements, it is sufficient to install and monitor two wells (upstream and downstream) to assess the quality of groundwater and compare it with native water quality in the area (DOF, 2003). These testing procedures seem insufficient to give an accurate picture of the environmental impact of the dump and do not take advantage of the geophysical and geochemical methods available.

The purpose of this research was to identify the spatial distribution of the leachate plume associated with an urban solid waste (USW) dumpsite located in the Mexicali Valley using electrical resistivity tomography (ERT) in conjunction with the information provided by geochemical techniques such as groundwater analysis and chemical modeling with PHREEQC program. Although Mexican law considers the controlled disposal of USW and its enforcement, it is not applied in practice, because it is argued that the management of these wastes is self-controlled by burning so it is clear the lack of knowledge on environmental legislation even by the authorities. Thus, the results of this research are intended to provide evidence that such management is inadequate and there is a movement of pollutants to the site surroundings.

Study Area

The study area is an USW dumpsite located in the Mexicali Valley, Baja California, in northwestern Mexico. Its proximity (about 1 km) to the intermittent channel of the Colorado River, which is the main source of water in the region, is very important. Named Vado Carranza (VC), the dump is geographically located in 32° 12' 12.9" N and 115° 09' 19.3" W (Figura D-1). The Mexicali Valley was formed in a depositional deltaic environment of the Colorado River. Since the 1930's, the Colorado River flow has been controlled upstream by USA authorities as use of their agricultural, industry and urban activities (Glenn et al., 1998), and a volume of water is allowed to pass through Mexico by a Mexico–USA agreement. The Mexicali Valley is a very warm and dry climate with winter rainfalls (INEGI, 2001). The predominant soil type is xerosol, characterized by moderate cation exchange capacity, pH between 6.6-8, light brown to pale brown color and medium to coarse texture. The calcic xerosol is characterized by its high calcium carbonate content (INEGI, 2001). The dump is bordered northward by several irrigation plots. Oviedo Mota town is the nearest settlement (2.2 km). The dump site will close in the near future, but it is presently operating with approximately 13 ha. Although the site has operated under the administration of the mentioned town, the disposal of residues is performed without any caution causing the leachate infiltration. During its nearly 20 years of operation, about 30 tons/day of wastes has been disposed in the site. Plastics fraction predominates with the 20% of the total weight. Others important fractions are ferrous metals (16%) and organics (13%) (Gómez-Puentes,

2010). Once the wastes are discharged, the separation and recycling of ferrous and aluminum are done. Finally the rest of the waste is regularly burned at open air, emitting hazardous substances including organic compounds, heavy metals and heavy inorganic macrocomponents.

Methodology

Control System. In November 2010 a piezometric network comprised of 8 monitoring wells (NP1 to NP8) was installed (Figura D-1). Each piezometer was constructed with a PVC pipe of 2 inch diameter and 6 m long. From this network groundwater samples were obtained.

Groundwater sampling. Two sampling campaigns were performed in June and October 2011. The samples were collected using a manual type vacuum system, purging wells prior to the sampling. Two samples per well were taken to quantify anions and cations respectively. The cations and trace metal samples were acidified to a pH below 2 with nitric acid for its preservation and subsequent analysis.

Groundwater analysis. Groundwater field measurements included pH, dissolved solids, electrical conductivity and temperature. These values were obtained using previously calibrated portable instruments. The laboratory analysis consisted of the major ions and trace metals determination. Anions were determined by standard chemical methods (APHA, 2005) while the trace metal and cations quantification was done with an atomic emission spectroscopy technique with inductively coupled plasma.

Geoelectrical profiles. Ten geoelectric profiles were conducted covering a length of 135 m each with the SuperSting R1/IP Earth Resistivity and IP meter using 28 electrodes with automatic switching. An opening between electrodes of 5 m was used with two types of arrangements: Dipole-dipole and Schlumberger. Each geoelectric profile measurement gave us the apparent electrical resistivity (in ohm-m). Thus, 2,132 dipole-dipole and 1,369 Schlumberger readings were obtained. The area covered by the profiles was approximately 17.5 ha with a scanned depth of 30 m approximately. With this density of measurements a significant coverage of the dump site was obtained including the discharge and burning zone of USW (Figura D-1). Apparent resistivities data were converted to true resistivities in 3D

using the technique presented in Perez-Flores et al. (2001). This interpretation represents the best model obtained of the real resistivity distribution. In addition, readings of induced polarization (IP) were taken in some geoelectrical profiles as time-domain measurements type (Figura D-1). The IP phenomenon is logged when a current is applied and after a moment of time is interrupted resulting in a residual voltage decay over time (Reynolds, 1997). Thus, the current injected by the resistive method is used for the IP measurements which are simultaneously performed. The normalized residual voltage along the time is named chargeability, expressed in milliseconds (ms). The chargeability characterizes the ability of a material to store electric energy and release it after some time (Revil et al, 2012). The longer the time, the larger the IP effect. Thus, IP measurements can help to recognize materials with polarizing capacity such as clays. For IP, the profiles were interpreted with the EarthImager 2D software (Advanced Geoscience Inc, 2012).

Geochemical modeling. In order to provide additional evidence on the dump's impact, inverse modeling of the groundwater chemical evolution was performed using the program PHREEQC (Parkhurst and Appelo, 1999). Inverse modeling is used to estimate the final chemical composition of groundwater from its initial composition. This modeling was performed employing the chemical results of the groundwater samples. The Colorado River (CR) is the main water supplier of the aquifer and its chemical composition was taken as the reference solution for the inverse modeling and was used, for example, to compare with the well (NP8) with the highest solids dissolved content.

The sequence of modeling processes is showed in Figura D-2, and described below: 1) Chemical and physical parameters of the two solutions CR and NP8 were introduced to the program. 2) Chemical speciation of both solutions was performed. With this operation the saturation indices and mineral phases were obtained. 3) Chloride concentration of the two solutions (CR and NP8) was matched modeling water evaporation and halite dissolution processes, considering the conservative property of this ion (Appelo & Postma 2005). 4) Modeling solutions uncertainties' were specified using the PHREEQC inverse modeling module. 5) Mineral phases for the modeling were selected considering the chemical speciation and the study area geology (paragenesis). 6) Running PHREEQC, several models can be generated which can be delimited to choose the best based on established criteria

such as mass balances, uncertainties level and error percentage between the modeled and final (NP8) solutions. 7) The best model is obtained according with the indicated criteria.

Results and Discussion

Groundwater chemical analysis. According to the analytical results, the groundwater in the study site has a high content of dissolved solids, including sodium (Na^+), chloride (Cl^-), sulfate (SO_4^{2-}) and bicarbonate (HCO_3^-) ions. Also an anomaly was detected in the NP8 monitoring well which presented an electrical conductivity of 37.7 and 37.3 mS/cm for the June and October (2011) campaigns respectively. These values are notably different with respect the results obtained from the rest of the wells whose electrical conductivity fluctuated between 1.8 and 5.1 mS/cm. The NP8 well samples had a main value of 9100 ± 70 mg/L for Cl^- and 6364 ± 8 mg/L Na^+ . The anomaly reported for this well is clearly seen in the Stiff diagrams shown in Figura D-1. The Piper diagrams indicate that groundwater in the study site corresponds to the sodium chlorinated and sulfated types (Figura D-3). The high content of chlorine ion shown by NP8, NP1 and NP2 wells can be explained as a consequence of the dump's activities while agriculture represents a significant contribution of sulfate ions to groundwater as evidenced in the increase of this ion in wells (NP1 and NP2) which were the nearest to farm plots considering the irrigation season (Tabla D-1).

Generally speaking, all leachate constituents entering in an aquifer are diluted as they are mixed with groundwater. For less reactive components such as Cl^- , the dilution process is the only mechanism of attenuation (Christensen et al. 2001). In general, the values reported in Tabla D-1 are lower than other typical USW leachate's (Ehrig 1988). An exception to this fact is provided by well NP8 whose Cl^- content is above the average maximum leachate value (4500 mg/L) according to Christensen et al. (2001). It is recognized that one of the main sources of Cl^- content in USW leachate is the plastics fraction. As noted earlier, this fraction is the predominant one by its weight percentage in the VC dump.

Analysis of groundwater ionic ratios provides a way to distinguish the geochemical processes in the subsurface (Custodio & Llamas 1983). The ratios reveal the following processes:

rCa/Mg. This ionic ratio was very close to 1 for most wells. This suggests the dissolution of dolomite (Table 1). Wells NP1 to NP7 showed 1.1 ± 0.3 as the average value and the standard deviation, respectively. In contrast, in NP8 a constant value of 0.2 was observed. The NP8 rCa/Mg value reveals the occurrence of an important salinization process. The natural seawater intrusion process is eliminated given the hydrogeological characteristics of the area. Finally, the persistent ratio decrease ($\sim 10\%$) for the rest of the wells from June to October suggests a calcite precipitation process (Tabla D-1).

rCl/HCO₃. This ionic ratio reveals a continental type water for NP1 to NP7 (2.4 ± 0.9) while the NP8 well exceeded the value of 12 suggesting, like the rCa/Mg ratio, a salinization process. From June to October, is evident an increase in this ionic ratio for the monitoring wells relation nearest to the landfill (NP5, NP6, NP7, NP8) providing evidence of calcite precipitation and salinization processes (Tabla D-1).

rSO₄/Cl. Typical values of this ratio for continental water range between 0.2 and 0.4. Higher values of this ratio indicate a contribution of SO₄ attributable to anthropogenic activities including agricultural irrigation or waste disposal. In the study area, the average reached 0.9 ± 0.1 . Also, the increase in this ionic ratio observed for NP1 and NP2 (both close to irrigation plots) during the irrigation season confirms the possible anthropogenic influence on sulfate ion increasing.

Trace elements content. Groundwater trace elements content for both campaigns are shown on Tabla D-2. In general, the samples corresponding to NP8 showed the highest heavy metals content (Cr, Cu, Ni, Pb, As, Se and Cd). Also NP1, NP2 and NP5 wells show high values for these elements. In the particular case of Cu element, NP1 and NP2 presented high values that even exceeded the NP8 value observed for the October 2011 campaign. NP1 and NP2 are the wells located northward of the landfill and adjacent to farming plots, suggesting that the Cu contribution to the groundwater may not only be due to the activities of the dump but also from irrigation activities. Nickel metal was found in appreciable amounts especially in NP8 and NP2 for both campaigns. As shown in Tabla D-2, this element was generally found exceeding the 100 ug/L, a higher content in groundwater compared with the reported value in other studies (Aiuppa et al, 2005; Kale et al, 2010). The highest lead (Pb)

concentration was found in the samples corresponding to NP2 and NP8. The rest of the samples showed a lead concentration within the range reported by cited authors (≤ 50 ug/L). The lower content of this metal compared to other elements (e.g. Ni) suggests that this element undergoes a greater retention (adsorption) which attenuates its contents as noted by other studies such as Zuhairi Wan (2003).

Geoelectrical profiles. The ten geoelectric lines were first interpreted with a 2D inverse program from Perez-Flores et al. (2001) in order to look for coherence. We then proceeded to interpret the ten lines (ten schlumberger and ten dipole-dipole sets) together with a 3D inversion code from Perez-Flores et al. (2001). In Figura D-4 is shown the resulting resistivity model after the 3D inversion, with a 12% of misfit. Figura D-4a shows the external surfaces of the 3D resistivity model. It can be seen that the SW corner has the lowest resistivity, in full correlation with the NP8 well. Most of the area is conductive ($2 \text{ ohm-m} = 5 \text{ mS/cm}$) as shown in the rest of the wells samples, indicating that water conductivity is the most important for the entire sediments conductivity.

These values are attributed to the higher accumulation of burned wastes and the fact that the water table is very close to surface because the topography is lower in the study area. The low resistivity is evident to an approximate depth of 8 m. In the northern part of the dumpsite (from $y = 40$ m), there are resistivity values above 9 ohm-m (blue color). Figura D-4b shows five geoelectric cross-sections for different planes and levels. NP8 well is also shown. NP8 samples presented the highest content of solutes; this fact corroborates the preferential accumulation of pollutants in the southeast part of the dump. In Figura D-4c can be seen an isoresistivity area ($>13 \text{ ohm-m}$) which extends along the east-west direction (blue area) acquiring the configuration of a possible open channel formed by more resistive materials, possibly sands lenses. The isoresistivity volumes represent differential threshold values to identify areas within the dump. As can be seen from the figure, the real interpreted resistivities (ρ_0) are low in the whole area with values ranging from 1.2 to 18.2 ohm-m , and these are consistent with the resistivity of the fluid (ρ_w) ranging from 0.26 to 3.27 ohm-m for wells NP7 and NP8 respectively.

We can make additional comments about figure 4: 1) A very low resistivities zone (<3 ohm-m) is seen mainly at SW part of the dump (Figura D-4a; red to yellow colors), which can be attributed to the higher wastes accumulation and burning. These very low resistivities are seen from surface to a depth of 8 m. Well NP8, which falls in this area, has a ρ_w of 0.26 ohm-m which coincides with the estimated low real resistivities of the sediments (3D geoelectric model). The water table in that portion is 2 m deep, but it is not seen on the 3D model maybe because the non-saturated area is also conductive. Further, these low resistivities are seen elsewhere in the dump in scattered areas and are even lower due to the handling of burned wastes. 2) A resistivity range (3 to 10 ohm-m) corresponds to the transition zone between high and low values, and it can be associated with the presence of unaffected clays or a pollution effect (area preferentially green in Figuras D-4a and D-4b). This zone extends both horizontally and vertically in the 3D resistivity model and corresponds to a mean value for the geological environment. Valdez-Carrillo's 2010 study revealed a resistivity of 10 ohm-m towards NP1 and NP2 location. Although the dominant resistivity is 5 ohm-m, it varies from 4 to 10 ohm-m. Thus, it is evident that this area is influenced by dumpsite pollution and that groundwater is moving slowly in an aquitard. 3) Resistivities values above 10 ohm-m are attributed to an area with lower clay content, with a tendency to loamy-sand and sandy stratum. These resistivities distributed in a tube type geoelectric structure (Figura D-4c) can be associated with a deltaic subterranean channel which may be causing a local direction flow because it differs somewhat with the regional SE-NW direction flow. The presence of impermeable and permeable strata can produce preferential groundwater channels which are very normal in this type of deltaic deposit. These local preferential flows can then be aligned to regional flow when lithological conditions permit. The hydraulic connection between the contaminated zone (yellow zone in Figura D-4c) and this sandy tube channel (blue zone, Figura D-4c) seems to be dominated by the typical very slow aquitards flow.

Figura D-5 shows inverted chargeability (in ms), and estimated resistivities are included only for comparison. In Figura D-5, the estimated resistivity section for dipole-dipole and the corresponding chargeability has a high correlation between conductors (blue) and high chargeability (red). This high chargeability can be associated with a high content of wet clays. In contrast, if the resistivity is high (red) and the chargeability low (blue), this can indicate the

presence of saturated sand strata having a higher permeability. High positive chargeabilities related to the solid wastes would be expected. Further, Figura D-5 shows an inverse relation between resistivity and chargeability. The lower the resistivity, the larger the chargeability, indicating that lower resistivities and larger chargeabilities are produced by higher clay content on sediments or the mixture sediments-organic garbage.

Groundwater geochemical modeling. The inverse modeling results are presented in Tabla D-3. The solution 0 (Origen) corresponds to a Colorado River sample while the solution 1 (or final solution) is from the NP8 well. Although the results presented in Tabla D-3 correspond to the campaign of June 2011, the results are consistent with the corresponding modeling for the October 2011 campaign. The uncertainty (measured as percentage) means that the equations employed values of chemical parameters of each sample that may fall above or below the input data of this uncertainty value during the iteration process. Thus, an uncertainty of 5% for solution 0 in Tabla 3 indicates that the PHREEQC program may carry out the modeling using values comprised between 95 and 105 mg/L for each parameter belonging solution 0. During the simulation, models with the lowest possible percentage of uncertainty were tested.

The simulation predicts the following mainly geochemical processes: 1) precipitation of minerals: calcite (CaCO_3), illite ($(\text{K}, \text{H}_3\text{O})(\text{Al}, \text{Mg}, \text{Fe})_2(\text{Si}, \text{Al})_4\text{O}_{10} [(\text{OH})_2(\text{H}_2\text{O})]$) and silica (SiO_2), 2) Dissolution: halite (NaCl), dolomite [$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$], gypsum ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), albite ($\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$), feldspar (aluminosilicate mineral group) and CO_2 (g) and 3) water evaporation.

Calcite is a common soil mineral especially in Europe and North America (Appelo & Postma, 2005). Chemical analysis conducted in the study area indicates carbonate concentrations above 10%, and qualitative analysis for gypsum provides positive results of its occurrence. The analytical method used for carbonates does not discriminate between calcite and dolomite so it is not possible to establish the relative abundance of each (SEMARNAT 2002). Calcite precipitation resulting of the simulation is according with Ca/Mg and Cl/ HCO_3 ratios that also indicate the occurrence of this precipitation process. Silica is another very common mineral (Pough 1988) with a high possibility of occurrence in the study area.

According to the modeling results and Appelo & Postma (2005), there is evidence to include several geochemical processes in a net effect called dedolomitization. This net process includes the following stages: 1) The presence of a $r\text{Mg}/\text{Ca}$ invariant or close to balance that with the exception of NP1 well (which is susceptible to the influence of both wastes disposal and agricultural activities) occurs generally in the remaining wells (Tabla D-1). 2) The occurrence of gypsum or anhydrite dissolution (either naturally or anthropogenic) causes an increase in $[\text{Ca}^{+2}]$, 3) A higher amount of $[\text{Ca}^{+2}]$ produces calcite precipitation, 4) A lesser amount of dissolved calcite in turn causes the decrease of carbonates $[\text{CO}_3^{-2}]$ in groundwater, 5) Carbonate ion deficit in turn causes the process of dolomite dissolution that also requires an increase in Ca^{+2} to maintain the Mg/Ca ratio constant (invariance of this ratio is based on the almost constant values considering sampling performed in June and October 2011).

The modeling of water evaporation and halite dissolution were based on the conservative property of chloride ion. Amounts reported in Tabla D-3 for the dissolution of halite (0.25 mol/kg water) and water evaporation (1.53 mol/kg water) allow matching with the observed Cl^- concentration in NP8. Water evaporation depends on climatic variations throughout the year. July and August are the months with the greatest potential evapotranspiration (~ 1000 mm water/month) (Gómez-Puentes et al., 2013). Therefore, different combinations were tested for modeling the quantities related to these processes considering both negligible water evaporation up to complete water evaporation (~ 55.5 mol per kilogram). The results for the different combinations were the same related to the geochemical processes prediction as those presented in the example of Table 3. With respect to halite, the models obtained require a significant amount to be dissolved whose range was between 3 and 14 g of halite dissolved by kilogram of water. The halite, if it requires a significant amount, is dissolved (calculated during the modeling range was between 3 and 14 g NaCl / kg water). Given the predominant environmental features in the study area, including the non-occurrence of seawater intrusion, the modeling provides additional evidence of the dumpsite impact.

Conclusions

Groundwater in the study area is characterized by its high content of dissolved solids, dominated by Na^+ , Cl^- and SO_4^{-2} ions. Piper diagrams reveal it. In the case of heavy metals, the predominance order (high to low) is Zn, Cu, Ni, Pb and Cr. An anomaly was detected in the well NP8 whose dissolved solids content exceeds eight times the average of the rest of the monitoring wells.

rMg/Ca and rSO_4/Cl ionic ratios resulting from groundwater analyses suggest the existence of anthropogenic activities such as agricultural and waste disposal occurring in the study site. The increase experienced about 10% by the ratio rMg/Ca , from June to October 2011 suggests the occurrence of calcite precipitation. Also, the rSO_4/Cl increase, mainly in NP1 and NP2 wells, during the irrigation season provide evidence of the agriculture effect in relation with the SO_4^{-2} accumulation in groundwater. Finally, the increase in rCl/HCO_3 experienced by groundwater in NP5, NP6, NP7 and NP8 wells, from June to October 2011, indicate a higher salinization process especially in areas more impacted by the dump's activities.

Inverse modeling conducted to explain the evolution that gave rise to the chemical characteristics observed in NP8 suggest, as key processes, halite dissolution and evaporation of water. Evaporation of water varies with climatic differences throughout the year; nevertheless, the PHREEQC models obtained for different combinations of water evaporation and halite dissolution gave similar results. In all cases, the models obtained predict a significant contribution of halite (3-14 g/kg water) to groundwater. Being highly unlikely that in the study area the dissolution of halite is naturally present, the ionic contribution of Na and Cl may be associated more to the activities of the dump, mainly to the plastic wastes disposal. Other important processes according to the modeling are dissolution of gypsum, dolomite and CO_2 (g) and calcite precipitation.

Geoelectrical profiles reveal that the highest conductivity is located in SW area. Well NP8 is located within this area, so the geophysics methods and the hydrochemistry suggest

preferential accumulation of pollutants in this part of the dump. The 3D resistivity model also shows a 3D sandy tube with larger resistivities that correspond to a local deltaic flow in the east-west direction. This indicates that the waste area is in contact with fresh deltaic water.

The dump is under the administration of the Oviedo Mota town and will close in the near future. This research has identified the dump's greatest impact areas. This information will be used by the authorities for planning the closing activities and site remediation.

Finally, it is important to emphasize the value of the joint application of geophysical and geochemical techniques in areas where anthropogenic activities, such as disposal of solid waste in open air, can affect the quality of groundwater. Both techniques are combined to provide useful information to characterize contaminants and estimate their distribution, mobility and destination.

References

- Aiuppa A, Federico C, Allard P, Gurrieri S, Valenza M (2005) Trace metal modeling groundwater-gas-rock interactions in a volcanic aquifer: Mount Vesuvius, Southern Italy. *Chem Geol* 216:289-311.
- Appelo CAJ, Postma D (2005) *Geochemistry, groundwater and pollution*. A.A. Balkema, Leiden
- APHA (2005) *Standard methods for the examination of water & wastewater*. 21st Ed. American Public Health Association. Washington, USA. 1386 p.
- Aristodemu, E., Thomas-Betts, A. (2000). DC resistivity and induced polarisation investigations at a waste disposal site and its environments, *Journal of Applied Geophysics*, 44, 275-302
- Barker, R.D. (1979). Signal contributions and their use in resistivity studies, *Geophys. J. Royal Astr. Soc.*, 59, 123–129.
- 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.
- Custodio E. & M.R. Llamas (1983). *Hidrología subterránea*. 2da Edición. Ed. Omega.
- Dahlin T. & B. Zhou (2004). A numerical comparison of 2D resistivity imaging with 10 electrode arrays. *Geophysical Prospecting* Vol. 52 (5) 379-398.

DOF (Diario Oficial de la Federación/The Official Gazette of the Federation), (2003). Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos/General Law for prevention and integrated wastes management. <http://www.semarnat.gob.mx/leyes-y-normas/leyes-federales>. Accessed: 01 January 2014.

Ehrig, H.J. (1988). Water and element balances of landfills. In: Baccini, P. (Ed.), The landfill vol. 20. Springer, Berlin, pp. 83-116.

Ettler V., O. Zelena, M. Mihaljevic, O. Sebek, L. Strnad, P. Coufal, P. Bezduška (2006). Removal of trace elements from landfill leachate by calcite precipitation. Journal of geochemical exploration. Vol 88 (1-3) 28-31.

Frid V, Liskevich G, Doudkinski D, Korostishevsky N (2008) Evaluation of landfill disposal boundary by means of electrical resistivity imaging. Environ Geol 53:1503-1508

Gallas JDF, Taioli F, Filho WM (2011) Induced polarization, resistivity, and self-potential: a case history of contamination evaluation due to landfill leakage. Environ Earth Sci 63:251-261

Garduño-Palomino K, Ojeda-Benitez S, Armijo de Vega C (2012) Caracterización de residuos sólidos generados por el sector comercial de Mexicali, B. C./Solid wastes characterization by the commercial sector of Mexicali, B. C. Rev. Int. Contam. Ambie. 28(1):19-25.

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./Soil and groundwater heavy metals evaluation in an open dump located in Mexicali Valley, B.C. Dissertation, Autonomous University of Baja California, UABC.

Gómez-Puentes F.J., J.A. Reyes-López, D.L. López, C. Carreón-Díazconti and S. Belmonte-Jiménez (2013). Geochemical processes controlling the groundwater transport of contaminants released by a dump in an arid region of Mexico. Environ Earth Sci. DOI: 10.1007/s12665-013-2456-2

Guerin R, Munoz ML, Christophe A, Laperrelle C, Hydra M, Drouart E, Grellier S (2004) Leachate recirculation: moisture content assessment by means of a geophysical technique. Waste Manag 24:785–794

Halim C.E., S.A. Short, J.A. Scott, R. Amal, G. Low (2005). Modelling the leaching of Pb, Cd, As, Cr from cementitious waste using PHREEQC. Journal of Hazardous Materials. Vol. 125(1-3) 45-61.

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática/National Institute of Statistical, Geography and Informatics (INEGI) (2001) Síntesis de información geográfica del estado de Baja California/Synthesis of geographic information of the Baja California state. INEGI, México

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática/National Institute of Statistical, Geography and Informatics (INEGI) (2005) Anuario estadístico de México/Statistical yearbook of Mexico. INEGI, México

Kale SS, Kadam AK, Kumar S, Pawar NJ (2010) Evaluating pollution potential of leachate from landfill site from the Pune metropolitan city and its impact on shallow basaltic aquifers. *Environmental Monitoring Assessment* 162(1-4):327-346. doi: 10.1007/s10661-009-0799-7

Nabighian M.N. and C.L. Elliot (1976). Negative induced-polarization effects from layered media. *Geophysics*, 41, 6A, pg 1236-1255.

Parkhurst DL, Appelo CAJ (1999). User's guide to PHREEQC (Version 2) A computer program for speciation, batch reaction, one-dimensional transport and inverse calculations [on line]. http://wwwbrr.cr.usgs.gov/projects/GWC_coupled/prheeqc/html/final.html 20/09/2011

Pellerin L (2002) Applications of electrical and electromagnetic methods for environmental and geotechnical investigations. *Surveys in Geophysics* 23:101-132

Ranieri, G. & L. Sambuelli (1996). A new procedure to perform differential underground gravity measurements. *Journal of Applied Geophysics* 36(2-3) 123-129.

Revil A., M. Karaoulis, T. Johnson, A. Kemna. (2012). Review: Some low-frequency electrical methods for subsurface characterization and monitoring in hydrogeology. *Hydrogeology Journal* 20:4, 617-658

Reynolds, J.M. (1997). *An introduction to applied and environmental geophysics*, J. Wiley & Sons ed., 116-207.

Seara, J.L. & A. Granda (1987). Interpretation of IP time domain/resistivity soundings for delineating seawater intrusions in some coastal areas of the Northeast of Spain. *Geoexploration*, Vol. 24 (2) 153-167.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis/Mexican Official Norm NOM-021-SEMARNAT-2000 establishing the specifications of fertility, salinity and soil classification, survey, sampling and analysis. Published on December 31st 2002 in The Official Gazette of the Federation (Mexico).

Sizirici, B. & B. Tansel (2010). Projection of landfill stabilization period by time series analysis of leachate quality and transformation trends of VOC's. *Waste Manage.* 30: 82-91

Valdez-Carrillo (2010) Impacto de los residuos provenientes de un tiradero a cielo abierto sobre la calidad del agua subterránea/The impact of wastes from an open dump on groundwater's quality. Dissertation, Autonomous University of Baja California, UABC

Van Breukelen BM, Griffioen (2004). Biogeochemical processes at the fringe of a landfill leachate pollution plume: plume for dissolved organic carbon, Fe(II), Mn(II), NH₄ and CH₄ oxidation. J Contam Hydrol 73(1–4):181–205. doi:[10.1016/j.jconhyd.2004.01.001](https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2004.01.001)

Wan Zuhairi WY (2003) Sorption capacity on lead, copper and zinc by clay soils from South Wales, United Kingdom. Environ Geol 45: 236–242. doi: 10.1007/s00254-003-0871-5

Weller A., Frangos W. and Seichter M. 2000. Three-dimensional inversion of induced polarization data from simulated waste. Journal of Applied Geophysics 44, 67–83.

Zume JT, Tarhule A, Christenson S (2006) Subsurface imaging of an abandoned solid waste landfill site in Norman, Oklahoma. Ground Water Monit Remediat 26(2):62–69

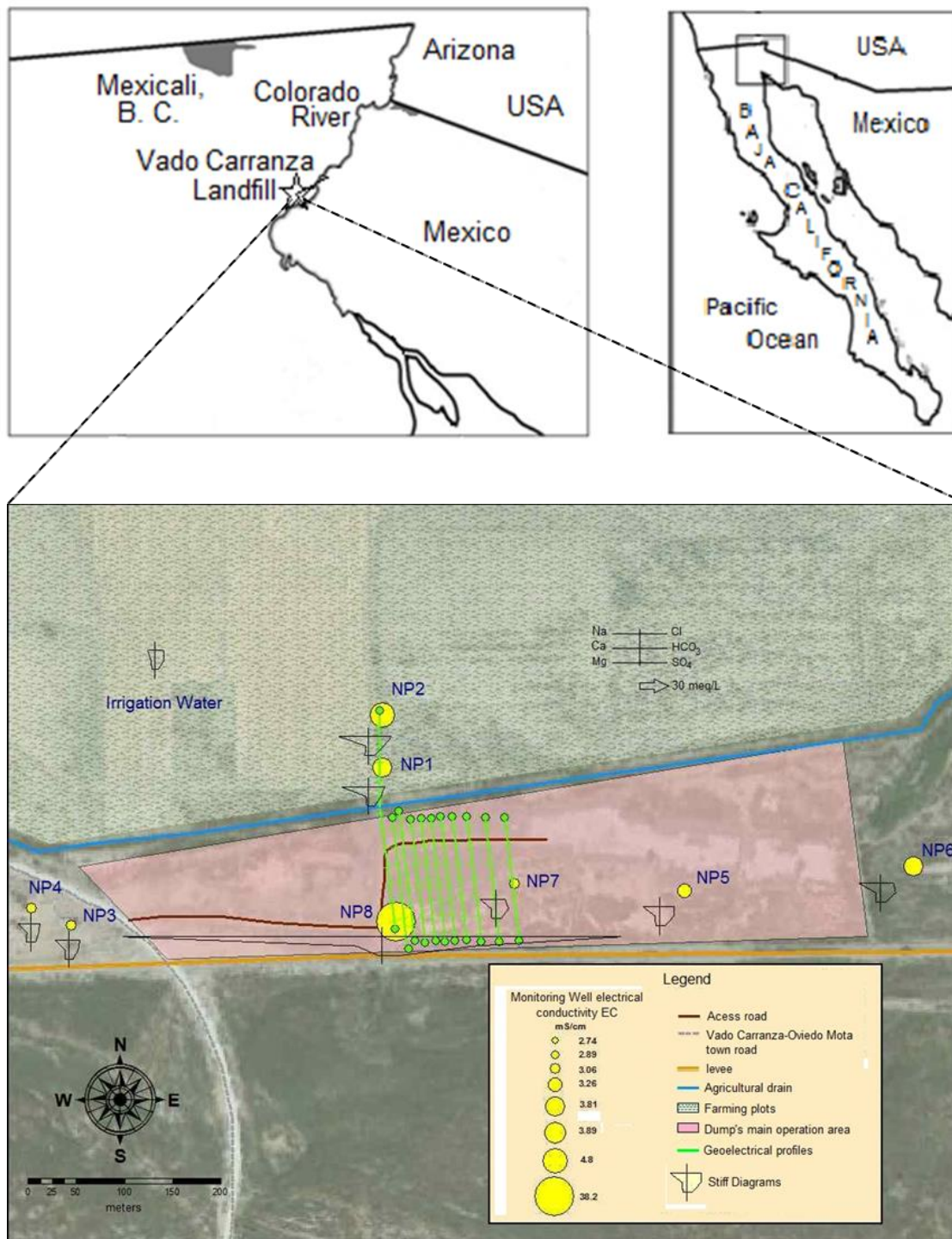


Figura D-1 Dump's location, piezometric network and geoelectrical profiles distribution and Stiff diagrams

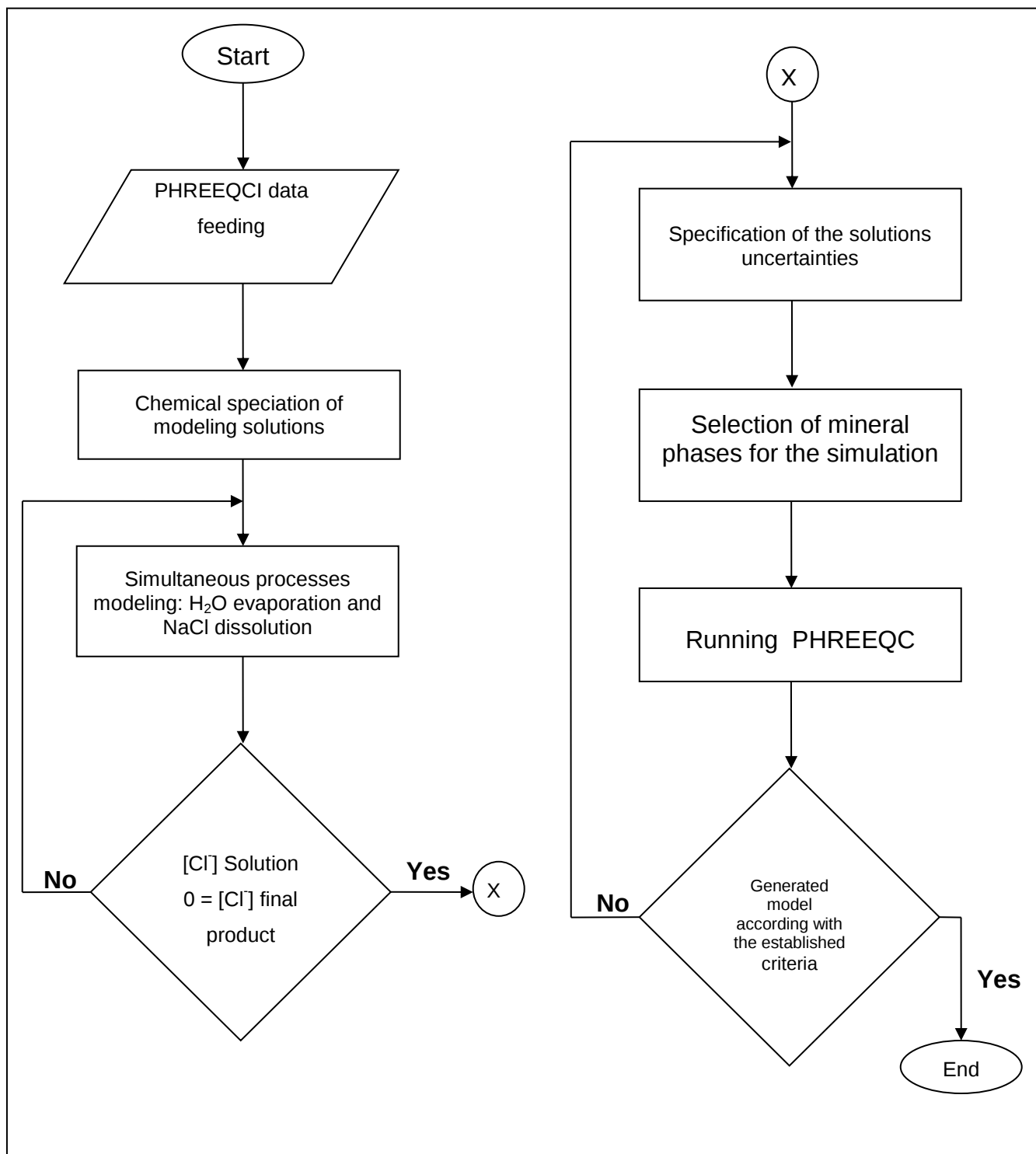


Figura D-2 Flux diagram for groundwater's inverse modeling using PHREEQC program

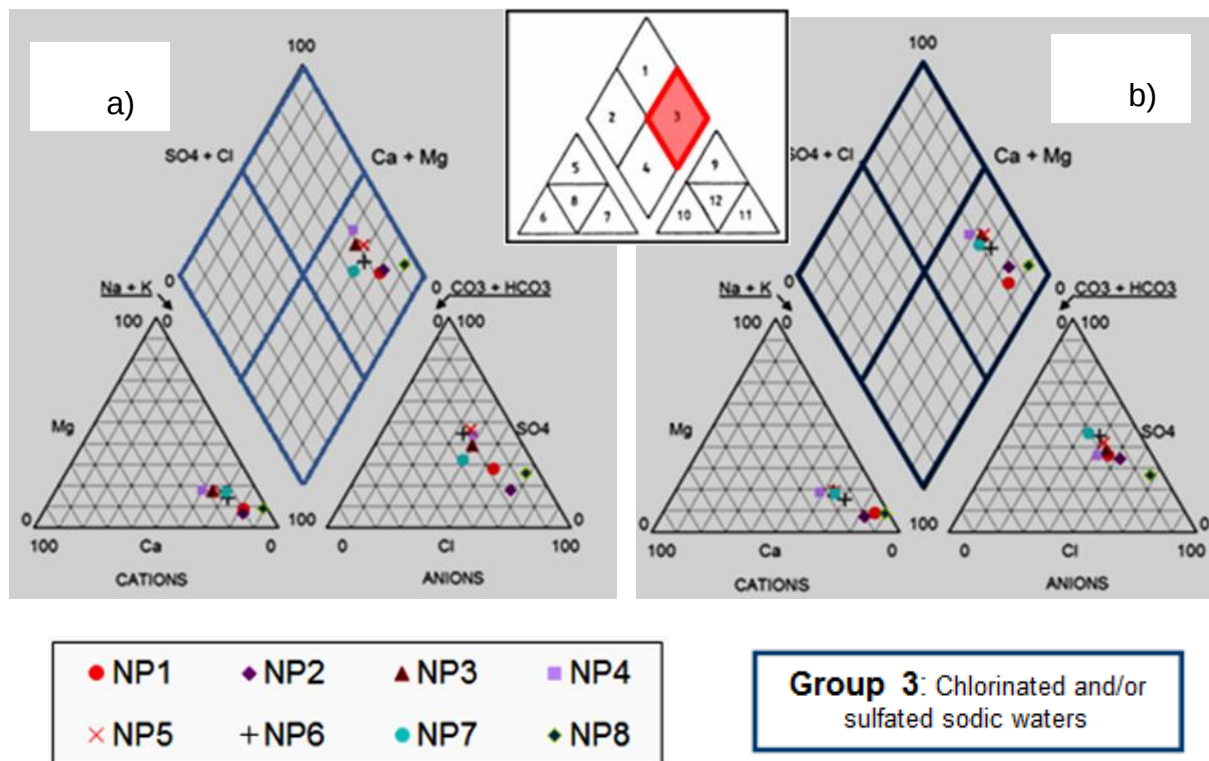


Figura D-3 Piper Diagrams for the Vado Carranza Dump's groundwater samples: a) June 2011 and b) October 2011

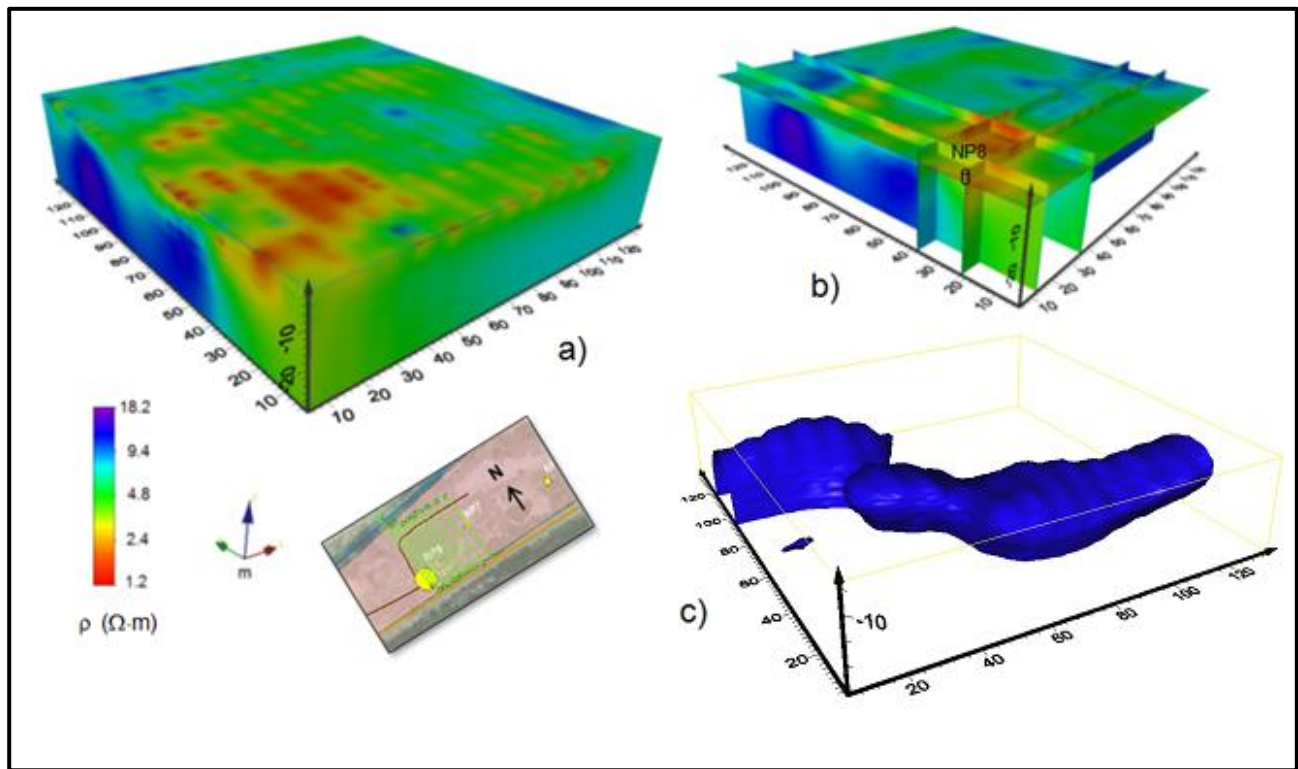


Figura D-4 Geoelectrical profiles and 3D resistivity graphs for the measurements taken in May 2012 (axes distances in meters)

Tabla D-1 Major ions, field measurements and ionic ratios of groundwater

June 2011											
ID	Temp	pH	EC	STD	Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Cl ⁻	SO ₄ ⁻²	HCO ₃ ⁻
NP1	28.1	7.9	4.14	2110	599	6.5	62	35	624	440	352
NP2	25.3	7.5	5.13	2520	803	8.1	93	37	878	320	353
NP3	24.9	7.3	2.67	1340	331	7.2	81	47	348	460	312
NP4	24.0	7.4	1.75	878	331	8.5	105	51	357	560	296
NP5	27.3	7.3	3.34	1690	438	5.2	84	57	408	720	355
NP6	28.3	7.3	4.04	2040	561	8.3	91	57	444	790	488
NP7	26.9	7.4	3.20	1620	410	9.6	66	52	378	420	464
NP8	27.1	7.5	37.7	1890 0	6358	87	97	331	9052	3800	1250
October 2011											
ID	Temp	pH	CE	STD	Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Cl ⁻	SO ₄ ⁻²	HCO ₃ ⁻
NP1	27.2	8.0	3.89	1950	653	8.1	35	37	601	640	402
NP2	26.1	8.0	4.80	2410	743	7.7	81	34	875	780	400
NP3	25.1	7.1	2.89	1460	334	7.9	76	53	413	480	278
NP4	25.4	7.7	2.74	1380	312	10.8	105	52	347	400	317
NP5	26.2	7.9	3.26	1640	419	7.6	93	65	526	710	355
NP6	27.3	7.2	3.68	1851	511	9.2	89	57	515	810	380
NP7	27.1	7.0	3.06	1550	381	13.2	87	56	349	660	373
NP8	26.8	6.4	37.3	1870 0	6370	88	84	323	9150	4800	1250
Concentrations in mg/L; Temp = temperature (°C); EC = Electrical conductivity (mS/cm)											
Ionic Ratios											
ID	Junio 2011					Octubre 2011					
	rCa ⁺² /Mg ⁺²		rCl ⁻ /HCO ₃ ⁻		rSO ₄ ⁻² /Cl ⁻	rCa ⁺² /Mg ⁺²		rCl ⁻ /HCO ₃ ⁻		rSO ₄ ⁻² /Cl ⁻	
NP1	1.1		3.0		0.5	0.6		2.6		0.8	
NP2	1.6		4.3		0.3	1.4		3.8		0.7	
NP3	1.1		1.9		1.0	0.9		2.6		0.9	
NP4	1.3		2.1		1.2	1.2		1.9		0.9	
NP5	0.9		1.7		1.3	0.7		2.6		1.0	
NP6	1.0		1.6		1.3	0.9		2.3		1.2	
NP7	0.8		1.4		0.8	0.9		1.6		1.4	
NP8	0.2		12		0.4	0.2		13		0.4	

Tabla D-2 Trace elements in Vado Carranza Dump groundwater

June 2011														
ID	mg/L					ug/L								
	Al	Fe	Mn	Si	Zn	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Li	Ni	Pb	Se
NP1	0.73	0.13	0.01	12.2	1.8	0.23	56	1.2	98	107	101	114	45	8
NP2	1.00	0.22	0.02	12.8	2.3	ND	38	ND	50	100	135	180	72	11
NP3	1.17	0.82	0.30	17.5	ND	ND	38	ND	29	77	55	140	23	2
NP4	1.68	1.05	0.31	20.8	ND	ND	37	ND	16	78	68	43	15	ND
NP5	0.92	0.05	0.44	12.9	2.5	0.05	22	ND	55	93	46	142	50	ND
NP6	1.12	0.69	0.21	14.4	0.4	ND	15	ND	44	98	56	105	33	ND
NP7	1.57	0.81	0.34	18.7	1.7	ND	29	ND	52	114	66	135	46	10
NP8	0.94	0.72	0.77	9.9	1.6	0.90	17	1.4	141	168	356	306	297	36
October 2011														
NP1	1.78	1.28	0.26	20.3	1.3	ND	58	1.2	38	121	46	186	36	46
NP2	1.28	0.69	0.18	16.0	1.8	ND	31	0.70	106	103	61	264	78	63
NP3	2.05	1.80	0.30	18.9	1.3	ND	28	ND	58	33	55	83	25	ND
NP4	3.09	2.36	0.44	25.5	1.0	ND	25	ND	63	57	60	89	14	ND
NP5	1.30	0.16	0.55	14.0	2.7	0.10	23	0.54	95	74	80	139	48	ND
NP6	1.52	0.75	0.21	14.0	2.7	ND	26	ND	46	52	49	104	28	ND
NP7	3.08	2.06	0.40	21.3	5.2	ND	61	ND	78	62	77	193	45	ND
NP8	1.03	1.27	0.61	8.7	4.0	1.4	11	1.40	129	90	375	287	276	23
ND = No detected														

Tabla D-3 Inverse modeling results of NP8's evolution from Colorado River water

1. Solutions definition and uncertainty percentage					
Solution 0 (Origen) Colorado River water			5.0 %		
Solution 1 (Final Product) NP8			7.3 %		
2. Modeling Results					
2A. Mineral Phases					
Phase	Process	moles/Kg of water	Phase	Process	moles/Kg of water
Halite	dissolution	0.25	H ₂ O _(g)	evaporation	1.53
Barite	dissolution	6.5X10 ⁻⁹	Illite	precipitation	3.1X10 ⁻²
Albite	dissolution	5.1X10 ⁻²	K-feldspar	dissolution	2.1X10 ⁻²
Calcite	precipitation	5.4X10 ⁻²	SiO ₂	precipitation	1.1X10 ⁻¹
Dolomite	dissolution	2.2X10 ⁻²	CO _{2(g)}	dissolution	1.1X10 ⁻²
Gypsum	dissolution	3.2X10 ⁻²	Jarosite-K	precipitation	8.5X10 ⁻⁷
2B. cationic exchange					
Exchanger	Process	Interchanged Moles/kg of water			
LiX	dissolution	4.5X10 ⁻⁵			
CdX ₂	precipitation	3.3X10 ⁻⁹			
FeX ₂	dissolution	3.0X10 ⁻⁶			
CuX ₂	dissolution	1.9X10 ⁻⁶			
ZnX ₂	precipitation	2.8X10 ⁻⁵			
PbX ₂	dissolution	1.4X10 ⁻³			
2C. Solutions comparison					
Parameter	NP8 (real sample)	NP8 (modeled solution)		%Error	
pH	7.5	7.5		0.03	
HCO ₃ ⁻	2.6X10 ⁻²	2.4X10 ⁻²		4.6	
Ca	2.5X10 ⁻³	2.5X10 ⁻³		0.0	
Cl	2.6X10 ⁻¹	2.4X10 ⁻¹		3.7	
K	2.3X10 ⁻³	2.3X10 ⁻³		0.0	
Na	2.8X10 ⁻¹	3.0X10 ⁻¹		3.5	
Mg	1.4X10 ⁻²	1.5X10 ⁻²		3.5	
SO ₄	4.0X10 ⁻²	3.8X10 ⁻²		3.9	
For the others parameters (Al, Ba, Cd, Cu, Fe, Li, Mn, Zn, Si), the model obtained predicts the same concentrations for the compared solutions.					

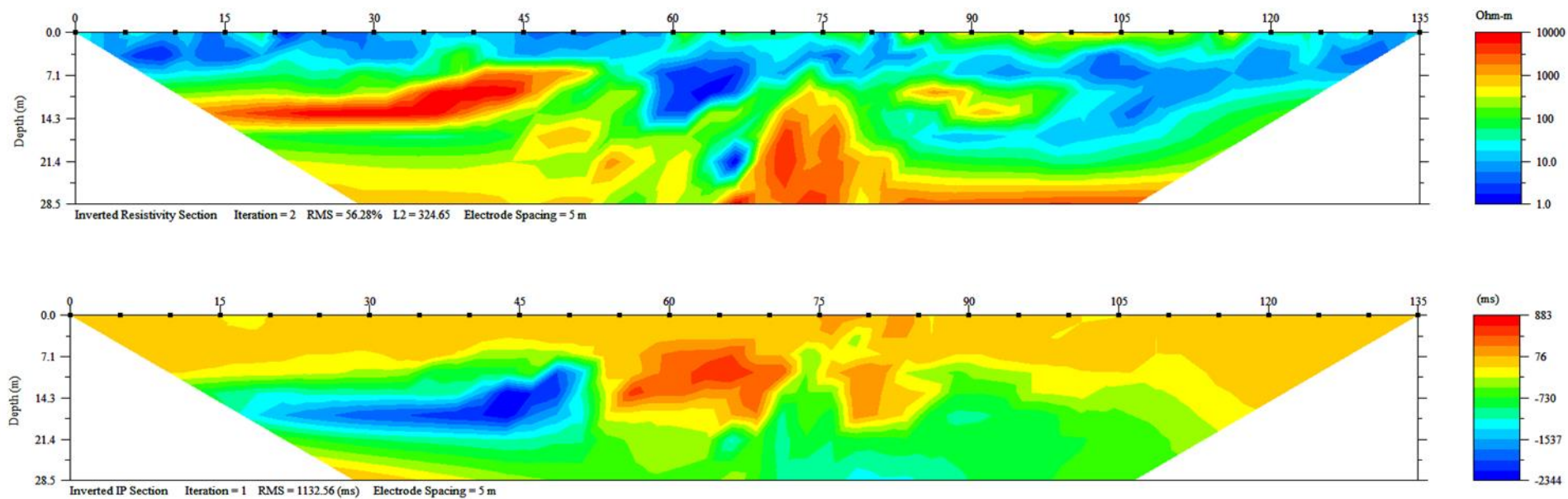


Figura D-5 2D representation of interpreted resistivities and IP for the dipole-dipole array corresponding to the South line (see fig. 1 for location)