

# COLEGIO DE POSTGRADUADOS



INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO DE HIDROCIENCIAS

## **POSIBILIDAD DE TRANSPORTE POR ESCURRIMIENTO Y LIXIVIACIÓN DE METALES PESADOS DE SEDIMENTO DEL EX LAGO DE TEXCOCO CONFINADO EN SOCAVÓN DE MINA**

KARINA TONATZIN GARCÍA RANGEL

T E S I S

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL

PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS

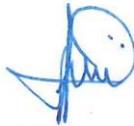
MONTECILLO, TEXCOCO, ESTADO DE MÉXICO

2019

**CARTA DE CONSENTIMIENTO DE USO DE LOS DERECHOS DE AUTOR Y DE LAS REGALIAS COMERCIALES DE PRODUCTOS DE INVESTIGACION**

En adición al beneficio ético, moral y académico que he obtenido durante mis estudios en el Colegio de Postgraduados, el que suscribe Karina Tonatzin García Rangel, Alumno (a) de esta Institución, estoy de acuerdo en ser participe de las regalías económicas y/o académicas, de procedencia nacional e internacional, que se deriven del trabajo de investigación que realicé en esta institución, bajo la dirección del Profesor Francisco Gavi Reyes, por lo que otorgo los derechos de autor de mi tesis Posibilidad de transporte por escurrimiento y lixiviación de metales pesados en sedimento del ex lago de Texcoco confinado en socavón de mina y de los productos de dicha investigación al Colegio de Postgraduados. Las patentes y secretos industriales que se puedan derivar serán registrados a nombre del colegio de Postgraduados y las regalías económicas que se deriven serán distribuidas entre la Institución, El Consejero o Director de Tesis y el que suscribe, de acuerdo a las negociaciones entre las tres partes, por ello me comprometo a no realizar ninguna acción que dañe el proceso de explotación comercial de dichos productos a favor de esta Institución.

Montecillo, Mpio. de Texcoco, Edo. de México, a 8 de mayo de 2019



Firma del  
Alumno (a)



Vo. Bo. del Consejero o Director de Tesis

La presente tesis titulada: **Posibilidad de transporte por escurrimiento y lixiviación de metales pesados de sedimento del ex lago de Texcoco confinado en socavón de mina** realizada por la alumna: **Karina Tonatzin García Rangel** bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS  
HIDROCIENCIAS

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO



Dr. Francisco Gavi Reyes

ASESOR



Dr. Mario R. Martínez Ménez

ASESOR



Dr. Rogelio Carrillo González

Montecillo, Texcoco, Estado de México, Mayo de 2019

# **POSIBILIDAD DE TRANSPORTE POR ESCURRIMIENTO Y LIXIVIACIÓN DE METALES PESADOS DE SEDIMENTO DEL EX LAGO DE TEXCOCO CONFINADO EN SOCAVON DE MINA**

**Karina Tonatzin García Rangel, M. en C.**

**Colegio de Postgraduados, 2019**

## **RESUMEN**

La construcción del Nuevo Aeropuerto Internacional de la Ciudad de México considera el traslado de sedimentos del ex Lago de Texcoco a depósitos autorizados, los sedimentos podrían ser fuente de metales tóxicos capaces de contaminar cuerpos de agua. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el contenido de Cu, Zn, Cd, Ni y Pb de los sedimentos depositados en Tiro San Dieguito, así como su transferencia al agua de escurrimiento y adsorción de Cu, Zn, Ni y Pb en el subsuelo del confinamiento. Se determinó la infiltración de agua y el contenido de metales del sedimento, la concentración de metales en el agua de escurrimiento y la adsorción en el subsuelo. Las concentraciones de metales del sedimento están dentro de los límites máximos permisibles de la normatividad mexicana, aplicable a lodos de aguas residuales para uso agrícola y no rebasan los límites propuestos para los sedimentos para la protección de la vida acuática de la normatividad estadounidense y canadiense. Las concentraciones de metales en el agua de escurrimiento de la superficie de los sedimentos están dentro de los límites aceptables de la normatividad mexicana para el vertido en aguas en ríos y suelo con fines de irrigación; también se encuentra dentro de los límites seguros para su uso en irrigación considerados por la FAO y EPA. La capacidad del subsuelo para adsorber Pb, Zn y Cu es mayor a la concentración de metales del agua de escurrimiento.

Palabras clave: Elementos traza, Isotermas, Freundlich, Langmuir.

**TRANSPORT POSSIBILITY BY RUNOFF AND LEACHING OF HEAVY METALS IN  
SEDIMENTS FROM THE FORMER LAKE OF TEXCOCO CONFINED IN A MINE  
CAVITY**

**Karina Tonatzin García Rangel, M. en C.  
Colegio de Postgraduados, 2019**

**ABSTRACT**

The construction of the New International Airport of Mexico City considers the transfer of sediments from the former Texcoco Lake to authorized deposits; the sediments could be a source of toxic metals capable of contaminating water bodies. The objective of the present work was to evaluate the content of Cu, Zn, Cd, Ni and Pb of the sediments deposited in the San Dieguito former petrous materials mine, as well as its transfer to the runoff water and adsorption of Cu, Zn, Ni and Pb in the subsoil of confinement. The infiltration of water and the metal content of the sediment, the content of metals in the runoff water and the adsorption in the subsoil were determined. The sediment metal concentrations are within the maximum permissible limits of Mexican regulations, applicable to sewage sludge for agricultural use and do not exceed the proposed limits for sediments for the protection of aquatic life of the US and Canadian regulations. The contents of metals in the runoff water from the surface of the sediments are within the acceptable limits of the Mexican regulations for the discharge into waters in rivers and soil for irrigation purposes; It is also within safe limits for irrigation use considered by FAO and EPA. The capacity of the subsoil to adsorb Pb, Zn and Cu is higher than the concentration of metals in the runoff water.

Key words: trace elements, isotherms, Freundlich, Langmuir

## AGRADECIMIENTOS

Al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT)** a través del **Colegio de Postgraduados**, por las oportunidades brindadas en mi formación académica.

A mi Familia, **Rangel Ibarra**, por siempre darme el apoyo que necesito.

Al Dr. **Francisco Gavi Reyes**, por desempeñar con excelencia el papel de consejero académico y generar las herramientas adecuadas e innovadoras de aprendizaje.

Al Dr. **Mario R. Martínez Ménez**, por su gran experiencia y amplio conocimiento que día a día transmite en las aulas, gracias por siempre ser un apoyo.

Al Dr. **Rogelio Carrillo González**, por el aprendizaje académico y su facilidad en la enseñanza del mismo, gracias por el apoyo brindado.

A **Brenda, Jazmin, Valentín y Carlos**, por la compañía sincera de amistad al paso de esta etapa de mi vida, los quiero chicos.

## DEDICATORIA

En memoria a un hombre inalcanzable, que me enseñó a valorar lo esencial de la vida, mi Abuelo, **Marcos Rangel Frausto**.

Mi Abuela, **Ma. Guadalupe Ibarra Pérez**, que es imagen viviente de amor y compasión.

Mi Madre, **Antonia Xochiquetzal Rangel Ibarra**, que con tu tenacidad y valentía me sostuviste a cada paso.

Mi Esposo, **Eduardo Zalatiel Espejel Maycotte**, que has creado en mi, la voluntad de ser mejor persona.

Mi Hijo, **Marcos Zalatiel Espejel García**, que con tu sonrisa me reconforta el alma.

Mis Hermanos, **Jessica, José, Silvia y Alvaro**, que me enseñaron que nada es tan importante como estar siempre unidos.

## CONTENIDO

RESUMEN .....	iv
ABSTRACT .....	v
LISTA DE FIGURAS .....	x
LISTA DE CUADROS .....	xi
LISTA DE IMÁGENES .....	xii
INTRODUCCIÓN .....	1
1. OBJETIVOS .....	2
1.1. <i>General</i> .....	2
1.2. <i>Particulares</i> .....	3
2. HIPÓTESIS .....	3
2.1. <i>General</i> .....	3
2.2. <i>Particulares</i> .....	3
3. REVISIÓN DE LITERATURA .....	4
3.1. <i>Minería y NAICM en la región oriente de la cuenca del Valle de México</i> .....	4
3.2. <i>Sedimento del ex lago de Texcoco</i> .....	6
3.3. <i>Procesos de recarga y contaminación al acuífero Texcoco</i> .....	8
3.4. <i>Metales pesados</i> .....	11
3.5. <i>Subsuelo en socavón de mina Tiro San Dieguito</i> .....	13
3.6. <i>Procesos de adsorción en suelo</i> .....	13
3.7. <i>Ecuaciones de adsorción Freundlich y Langmuir</i> .....	15
3.7.1 <i>Ecuación de Freundlich</i> .....	15
3.7.2 <i>Ecuación de Langmuir</i> .....	16
4. MATERIALES Y MÉTODOS .....	18
4.1. <i>Localización y delimitación del confinamiento de sedimentos</i> .....	18
4.2. <i>Prueba de infiltración en los sedimentos</i> .....	19
4.3. <i>Muestreo y determinación de Cd, Cu, Zn, Ni y Pb en los sedimentos</i> .....	19
4.4. <i>Muestreo y determinación de Cd, Cu, Zn, Ni y Pb en agua de escurrimiento</i> .....	20
4.5. <i>Muestreo y caracterización del subsuelo del confinamiento</i> .....	21

4.6. Adsorción de metales pesados en muestras de subsuelo.....	21
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	22
5.1. <i>Delimitación del confinamiento de sedimentos</i> .....	22
5.2. <i>Permeabilidad de los sedimentos del ex lago de Texcoco.</i> .....	24
5.3. <i>Metales tóxicos en el sedimento.</i> .....	26
5.4. <i>Metales pesados en agua de escurrimiento</i> .....	30
5.5. <i>Caracterización del subsuelo del confinamiento.</i> .....	31
5.6. <i>Adsorción de Ni, Cu, Pb y Zn en el subsuelo.</i> .....	32
6. CONCLUSIONES.....	38
7. LIMITACIONES Y FUTURAS LINEAS DE INVESTIGACIÓN .....	39
8. REFERENCIAS.....	39

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Ubicación geográfica del NAICM (SCT 2014). .....	4
<b>Figura 2.</b> Autorizaciones de bancos de materiales pétreos en la zona oriente del Valle de México (SCT 2018). .....	5
<b>Figura 3.</b> Ubicación geográfica acuífero Texcoco (CONAGUA 2015). .....	9
<b>Figura 4.</b> Adsorción como función de pH (Dzombak y Morel 1990) .....	12
<b>Figura 5.</b> Localización de Tiro San Dieguito, respecto al municipio de Texcoco de Mora y Estado de México (elaboración propia). .....	18
<b>Figura 6.</b> Puntos de muestreo en sedimento, Tiro San Dieguito. ....	20
<b>Figura 7.</b> Modelo de elevación digital del subsuelo de la mina (INEGI 2005).....	22
<b>Figura 8.</b> Modelo de elevación digital del subsuelo de la mina (INEGI 2015).....	23
<b>Figura 9.</b> Modelo de elevación digital del sedimento de la mina, Junio 2018. ....	24
<b>Figura 10.</b> Adsorción de Zn, Cu, Pb y Ni en el subsuelo del confinamiento en función de la concentración.....	33
<b>Figura 11.</b> Reacción (pH) en la solución en equilibrio durante la adsorción de Zn, Cu, Pb y Ni en el subsuelo. ....	34
<b>Figura 12.</b> Isotermas de adsorción de a) Zn, b) Cu, c) Pb y d) Ni experimentales y predichas por las ecuaciones de Freundlich o Langmuir. ....	35

## LISTA DE CUADROS

<b>Cuadro 1.</b> Permeabilidad del sedimento en el ex lago de Texcoco (López <i>et al.</i> 2016).....	8
<b>Cuadro 2.</b> Concentración de algunos metales pesados, pH, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico y relación de absorción de sodio en el sedimento depositado en socavón de mina Tiro San Dieguito (San Dieguito, Texcoco). ....	27
<b>Cuadro 3.</b> Comparación de los contenidos de metales pesados en el sedimento del presente estudio con los límites máximos permisibles de normas nacionales y los niveles para la protección de la vida acuática de Norteamérica.....	28
<b>Cuadro 4.</b> Concentración de metales solubles del agua de escurrimiento y su comparación con límites máximos permisibles. ....	30
<b>Cuadro 5.</b> Reacción (pH), C.E., C.I.C. y metales pesados determinados en el subsuelo del confinamiento.....	32
<b>Cuadro 6.</b> Parámetros de mejor ajuste de modelos de adsorción de metales pesados en subsuelo franco-arenoso. ....	36

## LISTA DE IMÁGENES

<b>Imagen 1.</b> Sedimento salino-sódico del ex lago de Texcoco, depositado en Tiro San Dieguito.....	25
<b>Imagen 2.</b> Sedimento salino-sódico del ex lago de Texcoco, secado en estufa por 48 h. ....	26

## INTRODUCCIÓN

Para la construcción del Nuevo Aeropuerto Internacional de la Ciudad de México (NAICM) en el área que ocupaba el Lago de Texcoco fue necesario el traslado del material removido de la superficie a sitios de tiro autorizados (SEMARNAT 2014), localizados en la parte media de las cuencas que alimentaban a dicho lago. Debido al origen e historial de manejo del material de excavación, el lugar de su confinamiento y el volumen concentrado podría representar una fuente de metales pesados que contaminarían los cuerpos de agua que se usan para consumo humano y otras actividades como la agricultura (Jaishankar *et al.* 2014; Srivastava *et al.* 2018).

Los sedimentos removidos del ex Lago de Texcoco tienen pH muy alcalino (Balderas *et al.* 2006), drenaje deficiente, salino y alta relación de sodio intercambiable (Segura *et al.* 2000). Dicho sedimento contiene Ni, Cu, Mo, Pb (Gutiérrez *et al.* 2005), Cr, Zn y V (Morton-Bermea *et al.* 2009), cuyo origen es una combinación de intemperismo de la roca, actividades industriales y transporte de flujo entre las fuentes más notables. En sedimentos de otros lagos se ha reportado la presencia de Fe, Pb, Cr, As, Cu, Zn, Cd, V y Hg (Vowotor *et al.* 2014; Pejman *et al.* 2015; Covarrubias *et al.* 2018). Covarrubias *et al.* (2018) encontró que el Pb, As y Hg se correlacionó con actividades antropogénicas y que el Cd, Cr y Ni se correlacionó con los minerales, incluyendo el material parental del suelo. Dichos metales no permanecen retenidos para siempre, ya que pueden liberarse debido a diferentes procesos, entre ellos su alteración física, que puede aumentar su solubilidad e impactar negativamente al ambiente (Wu *et al.* 2014) o la disolución por cambio de pH. Vowotor *et al.* (2014) en trabajo realizado con metales encontró que el potencial de riesgo ecológico tiene el siguiente orden: Cd > Hg > As > Pb > Cu > Cr > Zn.

En su ambiente original los metales pesados del sedimento del ex lago de Texcoco tienen bajo o nulo potencial de lixiviación por estar unidos a fracciones minerales estables en el suelo (Balderas *et al.* 2006). Pues en un medio alcalino la movilidad de los metales se minimiza, además dicho sedimento presenta drenaje deficiente (Segura *et al.* 2000), característica derivada de su alto contenido de esmectitas (Ortiz y Gutiérrez 2015; Gutiérrez *et al.* 2005) y sílice amorfo (Balderas *et al.* 2006), así como a

la carencia de estructura por su alto contenido de sodio (Brady y Weil 2016). Para que ocurra un cambio en la reacción y con ello la liberación de esos iones tóxicos, es necesaria la ruptura de la capacidad buffer del suelo.

En el confinamiento de dicho sedimento la impermeabilidad favorecería el escurrimiento pluvial y el agrietamiento favorecería el flujo preferencial de metales pesados hacia el subsuelo; dependiendo de la capacidad de este para adsorber metales, podría seguir su migración hacia aguas subterráneas. El potencial de transferencia de metales pesados contenidos en los sedimentos hacia el medio hídrico depende de su concentración de estos elementos y solubilidad de los compuestos que los contengan (González-Fernández 2008).

Los metales pesados solubles en el agua de infiltración pueden quedar adsorbidos en el lecho del confinamiento (Van der Perk 2013) y con ello reducir el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas. La adsorción en la interface del suelo-agua (Stumm 1992) se puede cuantificar con modelos de adsorción (Appelo y Postma 2005), los cuales estiman la cantidad de un soluto, adsorbido por unidad de adsorbente como una función de la concentración en equilibrio del soluto (Davis *et al.* 1993), así como la capacidad máxima de retención de los analitos de interés en la superficie adsorbente. Los modelos mejor conocidos son las isotermas de Freundlich y Langmuir (Roy *et al.* 1992), que permiten estimar la movilidad potencial de los solutos.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar el contenido de Cu, Zn, Cd, Ni y Pb de los sedimentos del ex lago de Texcoco confinados en Tiro San Dieguito, así como su transferencia al agua de escurrimiento y adsorción de Cu, Zn, Ni y Pb en el subsuelo sobre el que se encuentra el confinamiento.

## **1. OBJETIVOS**

### **1.1. General**

Evaluar el transporte de metales pesados por escurrimiento y lixiviación de sedimento del ex lago de Texcoco confinado en socavón de mina.

### **1.2. Particulares**

- a) Determinar la salida de metales pesados de un confinamiento de sedimento del ex lago de Texcoco mediante el agua de escurrimiento.
- b) Determinar la concentración de metales pesados del sedimento del ex lago de Texcoco confinado en socavón de mina.
- c) Determinar la capacidad de adsorción de Cu, Zn, Ni y Pb del subsuelo de socavón de mina.

## **2. HIPÓTESIS**

### **2.1. General**

Existe transferencia de metales pesados desde los sedimentos del ex lago de Texcoco depositados en el socavón de mina Tiro San Dieguito hacia el agua de escurrimiento y subsuelo.

### **2.2. Particulares**

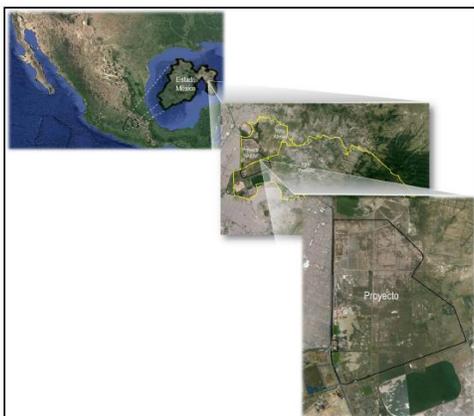
- a) La calidad del agua de escurrimiento del sedimento confinado en una mina agotada no cumple con la NOM-001- SEMARNAT-1996, normatividad estadounidense y canadiense.
- b) La concentración de metales pesados en el sedimento del ex lago de Texcoco, depositados en una mina agotada, se encuentra fuera de los límites máximos permitidos para normas nacionales e internacionales.
- c) Los metales pesados que lleguen al subsuelo de la mina agotada ponen en riesgo la calidad del agua subterránea.

### 3. REVISIÓN DE LITERATURA

#### 3.1. Minería y NAICM en la región oriente de la cuenca del Valle de México.

La distribución geográfica de las principales minas de México ha influido en la conformación socio-política y económica del país, que conllevó también a la evolución demográfica del mismo (Coll-Hurtado *et al.* 2002).

La existencia de amplios depósitos naturales de materiales pétreos en el oriente del Valle de México, ha convertido a esta zona en una cuenca de abastecimiento a la zona metropolitana del Valle de México (SCT 2014). La minería que se practica es a cielo abierto, dejando grandes socavones cuando se llega al límite de extracción establecido en la ley. Actualmente la construcción del Nuevo Aeropuerto Internacional de la Ciudad de México (NAICM) intensifica esta práctica (figura 1), por la necesidad de material de construcción para estabilizar las pistas de los aviones (arena, tezontle, tierra amarilla, etc.).



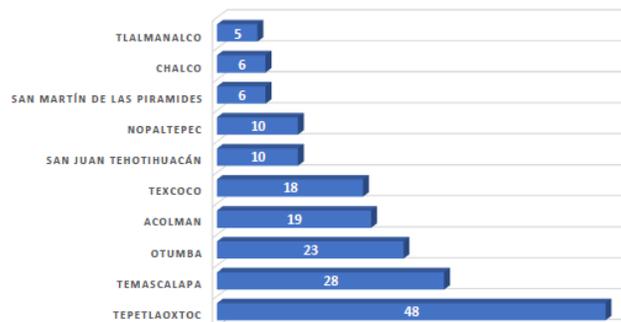
**Figura 1.** Ubicación geográfica del NAICM (SCT 2014).

Las formaciones geológicas de la cuenca del Valle de México son producto de procesos eruptivos y erosivos-acumulativos que han actuado durante los últimos 30 millones de años (ASA-UNAM 2014).

En la zona lacustre de la cuenca antes mencionada, en una superficie de 4 431.1640 ha, se construye el NAICM, en los municipios de Texcoco de Mora y Atenco. El sitio está limitado al norte por el depósito de evaporación solar El Caracol, al sur por la

carretera Peñón-Texcoco, al este por tierras de cultivo y al oeste por áreas urbanizadas de las alcaldías (antes delegaciones) Gustavo A. Madero y Venustiano Carranza de la Ciudad de México y el municipio de Ecatepec de Morelos, estado de México.

Para el abastecimiento de esta gran obra aeroportuaria, a agosto de 2018, se encuentran autorizados 173 bancos de materiales pétreos (SCT 2018), dentro de los municipios de: Tlalmanalco, Chalco, San Martín de las pirámides, Nopaltepec, San Juan Teotihuacán, Texcoco de Mora, Acolman, Otumba, Temascalapa y Tepetlaoxtoc (figura 2), de los cuales se ha estimado extraer 33 millones de metros cúbicos de material, contemplando se transporten 50 mil metros cúbicos diarios por pista (Albarrán 2015), ya que, para la construcción de las pistas de aterrizaje en el NAICM se utiliza la técnica de la precarga; que es una construcción de varios metros de terraplén de tezontle y basalto donde se colocan drenes, para expulsar el agua del sedimento.



**Figura 2.** Autorizaciones de bancos de materiales pétreos en la zona oriente del Valle de México (SCT 2018).

Un dato de relevancia a considerar, es que, en el municipio de Texcoco de Mora la superficie destinada a la minería aumentó 100.4 hectáreas en un periodo de 28 años, producto de la demanda de materiales pétreos (Ortiz 2015).

Sobre el subsuelo expuesto una vez extraído el material necesario de las minas, se depositan los sedimentos del sitio de construcción de las pistas del NAICM, denominado sedimento del ex lago de Texcoco.

### **3.2. Sedimento del ex lago de Texcoco**

El área del ex lago de Texcoco corresponde al lecho de un lago con agua salada ubicado en la zona más baja de la cuenca, denominada Valle de México (Ortiz y Gutiérrez 2015) que fue desecado mediante grandes obras de ingeniería, esto la convirtió en un páramo en época de secas y un pantano en la temporada de lluvias (Springal *et al.* 2015).

Esta planicie se formó a partir de la acumulación gradual y progresiva de sedimentos aluviales, fluviales y lacustres; en cuyo proceso, los numerosos ríos que bajaban desde la serranía transportaban importantes cantidades de sedimentos, que se fueron depositando en la parte baja en forma de lenguas y abanicos (ASA-UNAM 2014).

El material sobre el cual se está construyendo el NAICM tiene la propiedad de retener agua hasta 100 veces su peso, ya que las arcillas de la zona tienen un contenido de humedad de 400% a 600% debido a la presencia de la sílice amorfa, reconocido como una gran gelatina o hidrogel; asimismo presenta un nivel elevado de salinidad, del orden de tres veces la del agua de mar, compresibilidad alta y espesor máximo de 70 m (Ortiz y Gutiérrez 2015; Gutiérrez *et al.* 2005; Albarrán 2015).

Una parte de los sedimentos lacustres provienen de la emisión de tobas: cenizas y pómez que caen como una lluvia de las exhalaciones de los volcanes para posteriormente transformarse en arcillas, compuestas por: bentonitas, montmorillonitas, carbonato de calcio, diatomeas, ostrácodos, interacciones de ceniza y pómez, illita, caolinita, plagioclasas, micas, óxidos de silicio, algunos de ellos producto de erupciones volcánicas (ASA-UNAM 2014).

Cuando el hidrogel se seca, se contrae de forma evidente, reduce su volumen de manera significativa y si se le agrega nuevamente agua, ya no se expande, es decir, su contracción es irreversible (Ortiz y Gutiérrez 2015).

En la zona del ex lago de Texcoco, resaltaban las áreas salitrosas, en las que sólo crecen los romeritos (*Género Suaeda*) y pasto salado (*Distichlis spicata* (L.) Greene), y otras áreas inundadas que en temporadas de lluvias se extendían ampliamente, con la

aportación de agua pluvial precipitada en la zona y la aportación de los ríos de oriente y del poniente que convergían en el lago (Springal *et al.* 2015).

Según CONAGUA (2014) el origen de la extrema salinidad en la zona freática del ex lago de Texcoco, se debe a procesos de intemperismo químico de las rocas volcánicas y a los flujos de agua que han concentrado a estos iones en la parte más baja de la cuenca y posteriormente la desecación de esta zona para evitar las inundaciones de la ciudad de México.

Asociado a la salinidad, el sodio está presente en los sitios de intercambio, que induce la pérdida de estructura, lo cual ocasiona deficiencias en la oxigenación de las raíces de las plantas (Brady y Weil 2016).

Pitre (1994) concluyó que, en la zona lacustre, los cationes tienden a intercambiarse en la matriz arcillosa, los metales pesados tienden a retardar su movilidad y los sulfatos se oxidan en los primeros estratos.

En las pruebas de bombeo profundo de mayor importancia dentro del ex lago de Texcoco, se encuentra la conformada con 16 bombas instaladas a 60 m de profundidad y operadas durante 240 días para la extracción de agua día y noche, con la finalidad de desecación del lago, lo cual solo produjo un hundimiento de 1.25 m (Springal *et al.* 2015). Esto comprobó la alta porosidad del sedimento lacustre, pero la baja transmisibilidad.

En relación a la permeabilidad en los sedimentos del ex lago de Texcoco, de acuerdo con una comparación de métodos en campo, resumidos por López *et al.* (2016) de pruebas de bombeo profundo, se obtiene los datos de permeabilidad del sedimento del ex lago de Texcoco, mostrada en Cuadro 1.

**Cuadro 1.** Permeabilidad del sedimento en el ex lago de Texcoco (López *et al.* 2016)

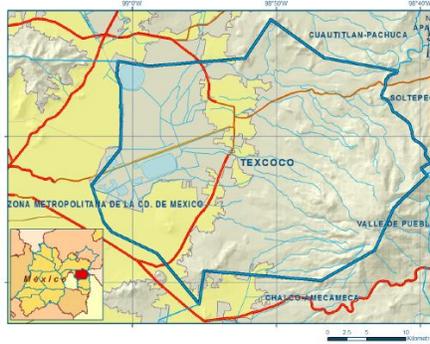
<i>Capa de bombeo</i>	<i>Profundidad</i>	<i>Permeabilidad</i>	
		m	cm s <sup>-1</sup>
		Zona 1 (2014)	Zona 2 (2015)
<i>Capa dura (CD)</i>	30 a 32	10 <sup>-6</sup>	10 <sup>-2</sup> a 10 <sup>-3</sup>
<i>Depósitos profundos (DP)</i>	44.4 a 50	10 <sup>-6</sup>	1.14x10 <sup>-2</sup> a 1.69x10 <sup>-4</sup>
<i>Formación profunda (FEP)</i>	<i>estratificada</i>		1.41x10 <sup>-1</sup> a 6.91x10 <sup>-4</sup>

Dicho sedimento contiene Ni, Cu, Mo, Pb (Gutiérrez *et al.* 2005), Cr, Zn y V (Morton-Bermea *et al.* 2009). En su ambiente original los metales pesados del sedimento del ex lago de Texcoco tienen bajo o nulo potencial de lixiviación por estar unidos a fracciones minerales estables en el suelo (Balderas *et al.* 2006). Pues en un medio alcalino la movilidad de los metales se minimiza.

### **3.3.** Procesos de recarga y contaminación al acuífero Texcoco.

Las aguas subterráneas desempeñan una función importante en el crecimiento socioeconómico del país, pues funcionan como presas de almacenamiento y red de distribución, además como filtros purificadores, preservando la calidad del agua (CONAGUA 2014).

El acuífero Texcoco, se encuentra ubicado en la Región Administrativa XIII Valle de México, geográficamente localizado entre los paralelos 19° 18' y 19° 38' de latitud norte y los meridianos 98° 39' y 99° 03' de longitud oeste, abarcando una superficie de 934 km<sup>2</sup> (Figura 3) (CONAGUA 2015). Es un acuífero vulnerable y sobre-explotado, pues se abate año con año.



**Figura 3.** Ubicación geográfica acuífero Texcoco (CONAGUA 2015).

El acuífero Texcoco, en su parte superior está conformado por una franja de alta porosidad, baja permeabilidad y heterogeneidad, formando un acuitardo de espesor variable, que actúa confinante o semiconfinante en el centro de la cuenca, bajo este paquete de arcillas, se encuentra el acuífero formado por material más grueso que el acuitardo, depósitos vulcano clásticos y conglomerados de origen volcánicos también de espesor y propiedades hidráulicas variables, generalmente mayor de 200 m, le subyacen rocas volcánicas fracturadas, cuya base se localiza hasta 2 000 m en el centro del valle, disminuyendo hacia la periferia de la cuenca (CONAGUA 2015; Escobar-Villagrán y Palacios-Vélez 2012).

La parte extrema oriental del acuífero Texcoco, está formada por rocas ígneas de media permeabilidad que pueden considerarse como zonas de recarga del acuífero (Mooser y Molina 1993), lugar donde se encuentra ubicado *Tiro San Dieguito* y donde según CONAGUA (2015) la profundidad al nivel estático del acuífero al año 2011 se encuentra a 130 m de profundidad.

Se recuerda que dentro de los contaminantes del agua subterránea se encuentran; sales ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ), materia orgánica (biodegradable o recalcitrante), compuestos tóxicos orgánicos o inorgánicos, metales pesados, microorganismos patógenos o elementos radioactivos, entre otros emergentes (Custodio y Carrera 1989). El acuífero, presenta contaminación por cloruros, bicarbonatos y sólidos totales disueltos al rebasar los límites máximos permisibles

presentes en la NOM-127-SSA1-1994 para el agua destinada al consumo humano (CONAGUA 2015).

Acrecentando la problemática, relacionada al acuífero Texcoco, su extracción con fines de abastecimiento por la alta densidad de población existente, da lugar a la sobreexplotación de los mantos acuíferos (CONAGUA 2014), así lo menciona Escobar-Villagrán y Palacios-Vélez (2012) con una sobreexplotación de  $62 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$  por el método de balance hidrológico para el año 2012.

Es por ello, que el acuífero Texcoco está sujeto a dos decretos: *Decreto que establece veda por tiempo indefinido para el alumbramiento de aguas del subsuelo en la zona conocida por Cuenca o Valle de México*, publicado en el DOF, el 19 de agosto de 1954 y *Decreto por el que se declara de interés público la conservación de los mantos acuíferos en la superficie comprendida dentro de los límites geopolíticos del Estado de México*, que no quedaron incluidos en las vedas impuestas mediante Decretos Presidenciales de 7 de diciembre de 1949, 21 de julio de 1954, 10 de agosto de 1965 y 14 de abril de 1975 y Acuerdo Presidencial de 11 de julio de 1970", publicado en el Diario Oficial de la Federación el 10 de julio de 1978 (SEGOB 2013).

El tiempo de tránsito del flujo superficie-acuífero en un sitio de la cuenca estimado por modelación por Pitre (1994) es de 125 años. Esto no debería interpretarse como de bajo riesgo de contaminación de las aguas subterráneas, ya que el riesgo de contaminación de un acuífero según Belmonte *et al.* (2016) se integra por la vulnerabilidad de la unidad hidrogeológica y el potencial de la carga contaminante en la superficie del terreno.

El confinamiento de sedimentos bajo estudio se encuentra en el área de recarga del acuífero Texcoco. Por ello es importante determinar su contenido de metales pesados y el potencial de transferencia a las aguas de escurrimiento y subterráneas. Su importancia se incrementa en consideración a lo reportado por Durazo (1996), quien advierte que la capacidad de depuración del acuitardo es limitada y no se puede considerar como barrera geoquímica.

### **3.4. Metales pesados**

Según Kabata-Pendias (2011), los elementos químicos que se encuentran en la superficie de la tierra en cantidades menores a 0.1% ( $1000 \text{ mg kg}^{-1}$ ) son llamados elementos traza o metales pesados.

Tales elementos se encuentran de forma natural en el medio ambiente, en las formaciones rocosas, en las plantas, en la atmósfera, en el aire y en el agua; sin embargo, generalmente la presencia de metales pesados en elevadas concentraciones es atribuida a vertidos industriales, depósitos de lodos residuales que no tuvieron un tratamiento previo y emisiones de humos contaminantes, entre otros.

Los metales pesados en contacto con el suelo pueden sufrir reacciones químicas y físicas, tales como disolución-precipitación, especiación química e hidrólisis, oxido-reducción y disolución de mineral-neutralizado como representación de las primeras, asimismo difusión, dispersión, precipitación y adsorción como ejemplo de las segundas reacciones (Van der Perk 2013).

Existe evidencia que a periodos largos, el transporte de elementos traza y contaminación no es un fenómeno reciente (Kabata-Pendias 2011), ya que un reporte del contenido de estos elementos en la superficie del suelo mostró valores de 1.1, 42, 14, 25, 418, 1.8, 18 y  $62 \text{ mg kg}^{-1}$  de Cd, Cr, Cu, Pb, Mn, Mo, Ni y Zn, respectivamente.

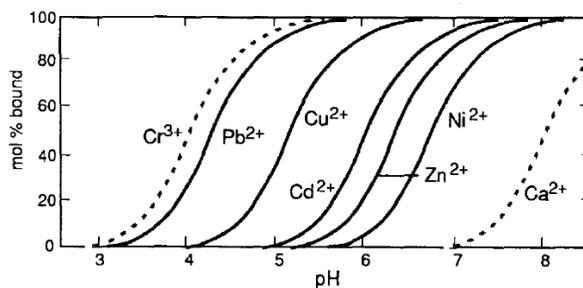
Actualmente la importancia de investigar la transferencia de estos elementos ha incrementado debido a que muchos de ellos se han encontrado como contaminantes en acuíferos profundos, aguas superficiales, cultivos y humanos. Con estos antecedentes el estudio de la capacidad de adsorción del suelo es relevante, ya que el suelo adsorbente puede ser una barrera para retener metales y con ello reducir el riesgo de contaminación de mantos acuíferos.

La adsorción ocurre cuando los elementos químicos se adhieren a la superficie sólida de las partículas del suelo mediante fuerzas electrostáticas o enlaces químicos muy débiles (Custodio y Carrera 1989).

Aunque los metales pesados no permanecen de forma soluble por un largo tiempo en el agua, estos se presentan muchas veces como coloides suspendidos o fijados a sustancias orgánicas o minerales (Kabata-Pendias 2011).

Van der Perk (2013) menciona que los complejos de metales solubles reducen la adsorción de metales, comparado con metales disueltos. Asimismo, Davis *et al.* (1993) informa que la formación de un complejo acuoso tiene un efecto significativo en la movilidad de un ion metálico, ya que cuando un ion metálico está fuertemente ligado como parte de un complejo puede lixivarse más fácilmente que un ion en solución.

Una de las características más importantes relacionada a la adsorción es el pH del medio adsortivo. El pH tiene influencia directa en el comportamiento del metal y su solubilidad, generalmente esta aumenta cuando se incrementa la concentración de los iones hidrógeno, ya que el ion H controla la disociación del ácido, posiblemente por precipitar aniones e influenciar la intensidad de las reacciones de reducción-oxidación (Appelo y Postma 2005). Estas interacciones generan fuerzas de adherencia de ese ion metálico con otra especie en el mismo sitio de unión (Davis *et al.* 1993). Lo anterior se representa en la figura 4.



**Figura 4.** Adsorción como función de pH (Dzombak y Morel 1990)

De tal manera, se puede apreciar que son diversos los factores que influyen en la adsorción, por lo que el proceso debe ser medido tomando en consideración cada proceso que afecta.

### **3.5. Subsuelo en socavón de mina Tiro San Dieguito.**

La base del confinamiento de los sedimentos es la capa de suelo (referido como subsuelo en la presente investigación) que quedó descubierta al agotarse la mina de materiales pétreos. La principal unidad geológica donde se encuentra la zona de estudio es toba andesítica, formada por fragmentos de roca ígnea volcánica (piroclastos) solidificados en algún momento de la erupción volcánica, cuya composición mineralógica es similar a la roca andesítica y tamaño menor a 4 mm (SGM 2002).

Según Davis *et al.* (1993), los hidroximetales de aluminio, hierro y manganeso, así como los amorfo aluminosilicatos, juntos con la materia orgánica natural, son importantes superficies de reacción en suelos, lagos, acuíferos y sedimentos para las especies cargadas positivamente como  $H^+$ ,  $Al^{3+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$  y  $Cu^{2+}$  y con especies de carga negativa como fosfatos, arsenatos, sulfatos, selenita, boratos, bicarbonatos y fluorita.

Stipp y Hochela (1991), en un estudio de espectrometría de rayos X observaron que, el  $CaCO_3$  expuesto al agua forma en su superficie  $H_2CO_3$  y  $HCO_3^-$  (grupos funcionales), que pueden interactuar con las especies de iones metálicos.

Aparentemente, el proceso de transporte de metales en el suelo arenoso se encuentra definido por el mantenimiento de condiciones ácidas estables (Gómez *et al.* 2001). O por condiciones del suelo particulares, como el flujo preferencial o transporte unido a partículas suspendidas. Davis *et al.* (1993) señalan que, en los óxidos de hierro, la adsorción incrementa considerablemente con el incremento del pH; cuando éste es cercano a cero la adsorción es débil, por el contrario, a pH a 7.5 la adsorción empieza a ser significativa.

La formación de complejos en la fase de estabilización entre metales pesados y ligandos tiende a incrementar la solubilidad del metal (Appelo y Postma 2005).

### **3.6. Procesos de adsorción en suelo**

La adsorción es la acumulación de materia en la interface del suelo-agua y es la base de muchos procesos de química de superficie; asimismo influencia la distribución de las

sustancias entre la fase acuosa y las partículas de materia y tiene efectos en las propiedades electrostáticas de las partículas suspendidas (Stumm 1992).

Un factor de importancia para la absorción es la fuerza de adherencia de ese ion metálico y otra especie en el mismo sitio de unión (Custodio y Carrera 1989).

Debido a que los óxidos, especialmente aquellos de Si, Al y Fe, son elementos abundantes de la corteza terrestre, una fracción considerable de la fase sólida en aguas naturales, sedimentos y suelo, contiene tales óxidos o hidróxidos. En presencia de agua, las superficies de estos óxidos son generalmente cubiertos con grupos hidroxilo (Stumm 1992).

Según Dzombak y Morel (1990) la adsorción:

- a) Toma lugares en específico en los sitios de coordinación de la superficie.
- b) Las reacciones pueden ser descritas por la ecuación de Ley de masas.
- c) La formación de complejos en la superficie produce cambios, que pueden ser tomados en cuenta mediante la aplicación de un factor de corrección derivado de la teoría de la doble capa, para la constante de la ley de masas por reacción con la superficie.

El pH influencia fuertemente la adsorción de metales en los sistemas naturales, debido al cambio en la superficie de reacción del sólido y por un cambio en la competencia entre los protones y el ion metálico en el mismo sitio de adsorción (Custodio y Carrera 1989).

Los iones metálicos generalmente son fuertemente adsorbidos por la superficie del mineral en los poros medios o en las fracturas de las rocas, aunque su reactividad depende del ensamblaje mineral de la partícula y la composición del acuífero (Van der Perk 2013).

Relacionado a nuestro tema, el parámetro que mayor influencia en el valor del índice de vulnerabilidad del acuífero, el cual indica la probabilidad de que el agua subterránea sea contaminada, es la profundidad al nivel freático; otros parámetros que siguen en importancia son: la zona vadosa, el tipo de suelo y la topografía. (Belmonte *et al.* 2016).

Diversos estudios indican que los óxidos de Fe y Mg hidratados, así como la materia orgánica, son los adsorbentes predominantes de los metales (Davis *et al.* 1993).

La capacidad de un suelo a retener contaminantes, entre ellos los metales pesados, se puede determinar con las isothermas de adsorción, las cuales representan gráficamente la cantidad de soluto adsorbido por un adsorbente como una función de la concentración en equilibrio del soluto. Las ecuaciones de isothermas de adsorción comúnmente usadas son Freundlich y Langmuir (Appelo y Postma 2005).

### **3.7. Ecuaciones de adsorción Freundlich y Langmuir**

#### **3.7.1 Ecuación de Freundlich**

La ecuación de adsorción más extensamente usada para sistemas de sólidos-líquidos es la de Freundlich:

$$\frac{x}{m} = K_F C^{1/n}$$

Donde:  $x$  es la cantidad o concentración del soluto adsorbido;  $m$  es la masa del adsorbente;  $C$  es la concentración en equilibrio del soluto;  $K_F$  y  $1/n$  son constantes (Roy *et al.* 1992).

Según Davis *et al.* (1993) muchos investigadores conciben a  $K_F$  como la relación de la capacidad de afinidad del adsorbente, el termino exponencial puede ser un indicador de la intensidad de la adsorción o como la capacidad del adsorbente para variar con la concentración del soluto en equilibrio.

La ecuación puede ser resuelta estadísticamente cuando se expresa de forma logarítmica.

$$\log \frac{x}{m} = \log K_F + \frac{1}{n} \log C$$

De esta manera, las constantes  $K_F$  y  $1/n$  pueden ser resueltas como una simple regresión lineal.

$$y = a + bx$$

Dónde:  $\log(x/m) = y$

$$\text{Log } K_F = a$$

$$1/n = b$$

$$\text{Log } C = x$$

La regresión lineal es referida como una línea de mejor ajuste o método de mínimos cuadrados (Roy *et al.* 1992).

La selección de unidades para  $x/m$  y la concentración en equilibrio del soluto determinarán las unidades de  $K_F$  en dadas situaciones, cuando  $1/n$  es menor a 1, las unidades a usar deben tenerse en cuenta cuando las constantes de adsorción se comparan de diferentes fuentes.

Finalmente, la Ecuación de Freundlich tienen dos inconvenientes: no puede ser extrapolado de forma confiable más allá del rango experimental usado en la construcción y no genera un término de máxima capacidad (Van der Perk 2013).

### 3.7.2 Ecuación de Langmuir

Ha sido usada para describir la adsorción en un sistema sólido-líquido y se representa como:

$$\frac{x}{m} = \frac{K_L M C}{1 + K_L C}$$

Donde:  $x$  es la cantidad en concentración de soluto adsorbido;  $m$  es la masa del adsorbente;  $C$  es la concentración en equilibrio del soluto;  $K_L$  y  $M$  son constantes.

La derivación original de Langmuir tiene como premisa que, durante la adsorción de gases se establece un equilibrio dinámico en el cual, el rango de adsorción es igual al rango de evaporación (desorción) (Davis *et al.* 1993).

Algunos investigadores han concluido que la constante Langmuir ( $K_L$ ) relaciona la energía entre el ion adsorbido y el adsorbente, pero la función específica es incierta (Appelo y Postma 2005).

La constante  $M$  es interpretada como la máxima cantidad o concentración que un adsorbente puede retener (Van der Perk 2013).

La ecuación inicialmente presentada tiene dos linearizaciones posibles:

$$\frac{C}{\frac{x}{m}} = \frac{1}{K_L M} + \frac{C}{M}$$

$$\frac{1}{\frac{x}{m}} = \frac{1}{K_L M C} + \frac{1}{M}$$

La primera es la ecuación tradicional de Langmuir y la segunda es la ecuación doble-recíproca de Langmuir, que es más adecuada para situaciones en las cuales la distribución de la concentración en equilibrio tiende a ser sesgada hacia el extremo inferior de un rango de concentración en equilibrio.

La linearización de la ecuación doble-recíproca de Langmuir queda como sigue:

$$y = a + bx$$

Donde:

$$Y = (1/(x/m))$$

$$a = 1/M$$

$$b = 1/K_L M$$

$$x = 1/C$$

La selección de unidades para  $x/m$  y la concentración del equilibrio del soluto determinan las unidades de  $M$  y  $K_L$  (Roy *et al.* 1992)

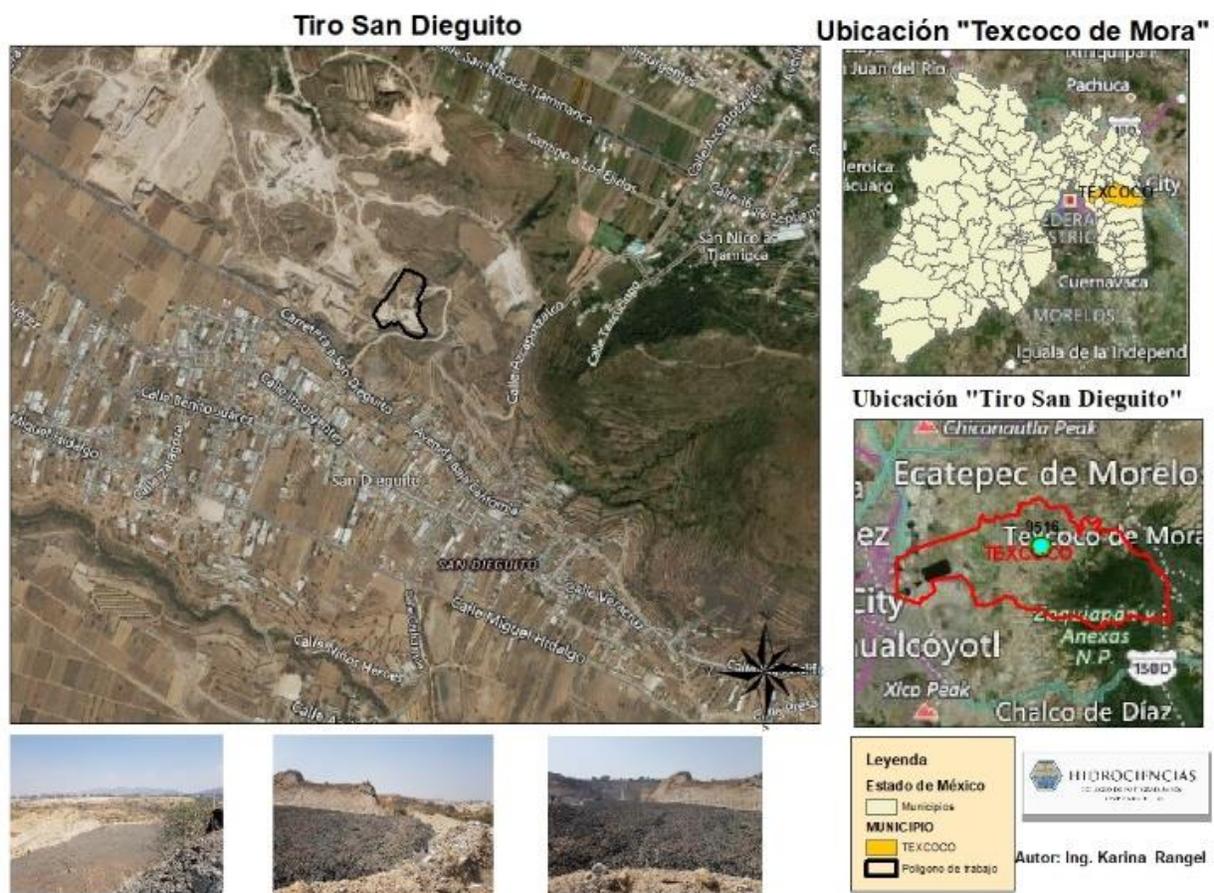
La modelación del transporte de muchos metales requerirá que el medio acuoso sea conocido, es decir, es necesario conocer la calidad del agua, ya que esta afecta los cambios de especiación causada por la complejación y las reacciones de oxidación-reducción, las cuales son fundamentales para determinar la reactividad del elemento con el medio poroso, que ocurre por adsorción o precipitación (Davis *et al.* 1993).

## 4. MATERIALES Y MÉTODOS

### 4.1. Localización y delimitación del confinamiento de sedimentos.

El sitio de confinamiento de sedimentos del ex lago de Texcoco se conoce como Tiro San Dieguito y se localiza en San Dieguito Xochimanca, Texcoco de Mora, Estado de México entre los  $19^{\circ}29'53.08''$  N y  $98^{\circ}49'42.36''$  W de latitud y longitud, respectivamente. Este es un socavón de mina de material pétreo no metálico.

Mediante el uso de una estación total (Sokkia) e imagen satelital (INEGI 2015) se delimitó y obtuvo el volumen de los sedimentos del confinamiento (Figura 5). El software usado para ello se conoce como QGis (QGIS Development Team, 2009). El peso del sedimento confinado se determinó con base en su volumen y su densidad aparente ( $D_a$ ) obtenida conforme a la NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT 2002).



**Figura 5.** Localización de Tiro San Dieguito, respecto al municipio de Texcoco de Mora y Estado de México (elaboración propia).

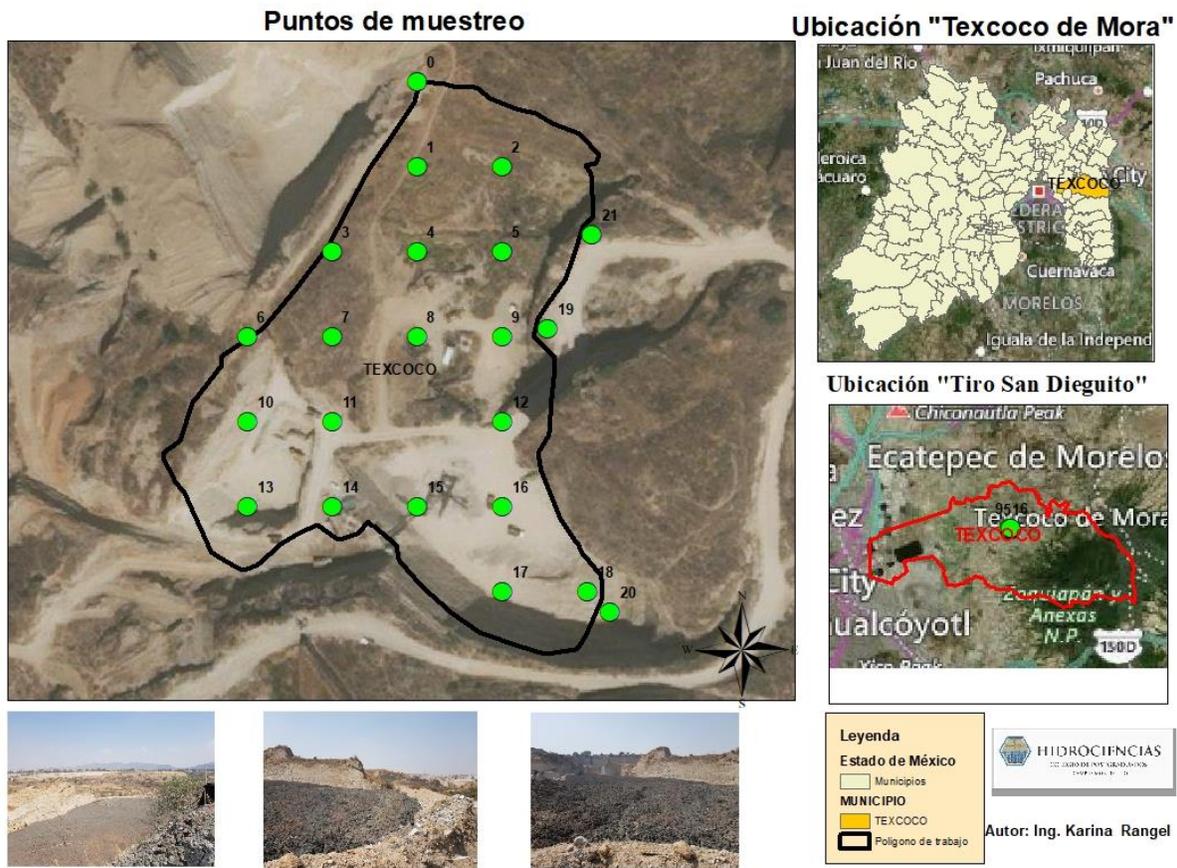
En dicho sitio se obtuvieron las muestras de agua de escurrimiento, muestras del sedimento salino-sódico y subsuelo sobre el cual se depositan dichos sedimentos.

#### **4.2. Prueba de infiltración en los sedimentos.**

La infiltración se midió con base en el procedimiento Siltecho *et al.* (2014) modificado para el presente estudio; se usaron tubos de PVC de 2 pulgadas de diámetro y 40 cm de altura, parafinados en su parte interior, los cuales fueron hincados en el sedimento a una altura del tubo de 30 cm, colocando en los 10 cm restantes 2 litros de agua de lluvia. Se hicieron lecturas de infiltración cada 24 y 48 horas. Esta prueba se realizó por triplicado.

#### **4.3. Muestreo y determinación de Cd, Cu, Zn, Ni y Pb en los sedimentos.**

El muestreo consistió en la obtención de 2 kg de sedimento en la capa superficial de 0-20 cm en 19 puntos, número que se determinó considerando el área del confinamiento (2.49 ha) (Figura 6); asimismo las muestras se secaron en estufa a 35 °C por 72 h y se tamizaron en malla 10 (2 mm) en preparación para su análisis conforme a la NMX-AA-132-SCFI-2006 (SE 2017). La determinación de metales se realizó mediante la digestión de la muestra con ácido nítrico conforme al Anexo VI de la NOM-004-SEMARNAT-2002 (SEMARNAT 2003) y lectura en un espectrómetro de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES por sus siglas en inglés) modelo Varian 725-ES (Agilent Technologies 2012). Las determinaciones de pH, conductividad eléctrica (C.E.), capacidad de intercambio catiónico (C.I.C.), relación de adsorción de sodio (RAS) y densidad aparente (Da) se hicieron de acuerdo a los procedimientos descritos en la NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT 2002).



**Figura 6.** Puntos de muestreo en sedimento, Tiro San Dieguito.

**4.4. Muestreo y determinación de Cd, Cu, Zn, Ni y Pb en agua de escurrimiento.**

El agua de escurrimiento del sedimento fue muestreada en el confinamiento, en el periodo de lluvias ocurrido en los meses de mayo a agosto de 2018, cada 15 días en promedio después de un evento significativo de precipitación. Se obtuvieron muestras simples en la parte superior, media y baja de las zonas inundadas de la superficie del sedimento, y con ellas se obtuvo una muestra compuesta de acuerdo a la NMX-AA-003-1980 (SECOFI 1980). Se determinó el pH de las muestras en campo siguiendo la NMX-AA-008-SCFI-2016 (SE 2016) y posteriormente se llevaron a un pH < 2 mediante la adición de ácido nítrico concentrado para la determinación de metales pesados solubles de acuerdo a la NMX-AA-051-SCFI-2016 (SE 2016a). Su traslado al laboratorio se hizo en una hielera a una temperatura < 4°C.

Después de cada muestreo se usó el equipo siguiente: ICP-OES (Agilent Technologies 2012) para la lectura de metales pesados; potenciómetro para la lectura de pH y puente de conductividad para lectura de C.E., siguiendo las NMX-AA-051-SCFI-2016 (SE 2016a) y NMX-AA-093-SCFI-2000 (SE 2018), respectivamente.

#### **4.5. Muestreo y caracterización del subsuelo del confinamiento**

Se obtuvieron muestras del subsuelo sin el depósito de sedimentos de su capa superficial de 0 a 20 cm, junto al confinamiento. La preparación de las muestras y análisis se realizaron de acuerdo a la NMX-AA-132-SCFI-2006 (SE 2017). Las determinaciones de Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, pH, C.E., C.I.C., RAS y textura se hicieron con los procedimientos descritos en la NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT 2002).

#### **4.6. Adsorción de metales pesados en muestras de subsuelo.**

Se siguió el procedimiento por lotes para estimación de la adsorción de metales pesados (Roy *et al.* 1992) a 5 g de subsuelo en tubos de 50 mL (por triplicado) se les adicionó concentraciones crecientes de metales con solución electrolítica de  $\text{CaCl}_2$  0.01 M para mantener la fuerza iónica, en relación suelo-solución (1:4). Dichas sales fueron:  $\text{Ni}(\text{NO}_3)_2$ ,  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ ,  $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  y  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ , cada una de las cuales se aplicaron para tener concentraciones respecto a la inicial de 50, 100, 200, 500, 1000 y 2000 mg  $\text{L}^{-1}$ . La suspensión suelo y solución se equilibró durante 6 h a 120 rpm a 20 °C. El pH se midió durante el equilibrio. Después de la agitación se centrifugó a 2200 rpm por 10 min y el sobrenadante se filtró con papel Whatman 42 para determinar las concentraciones de equilibrio. La concentración final de Ni, Pb, Zn y Cu disueltos en el sobrenadante filtrado se determinó en un equipo de adsorción atómica por medio de atomización por flama, de acuerdo a la NMX-AA-051-SCFI-2016 (SE 2016).

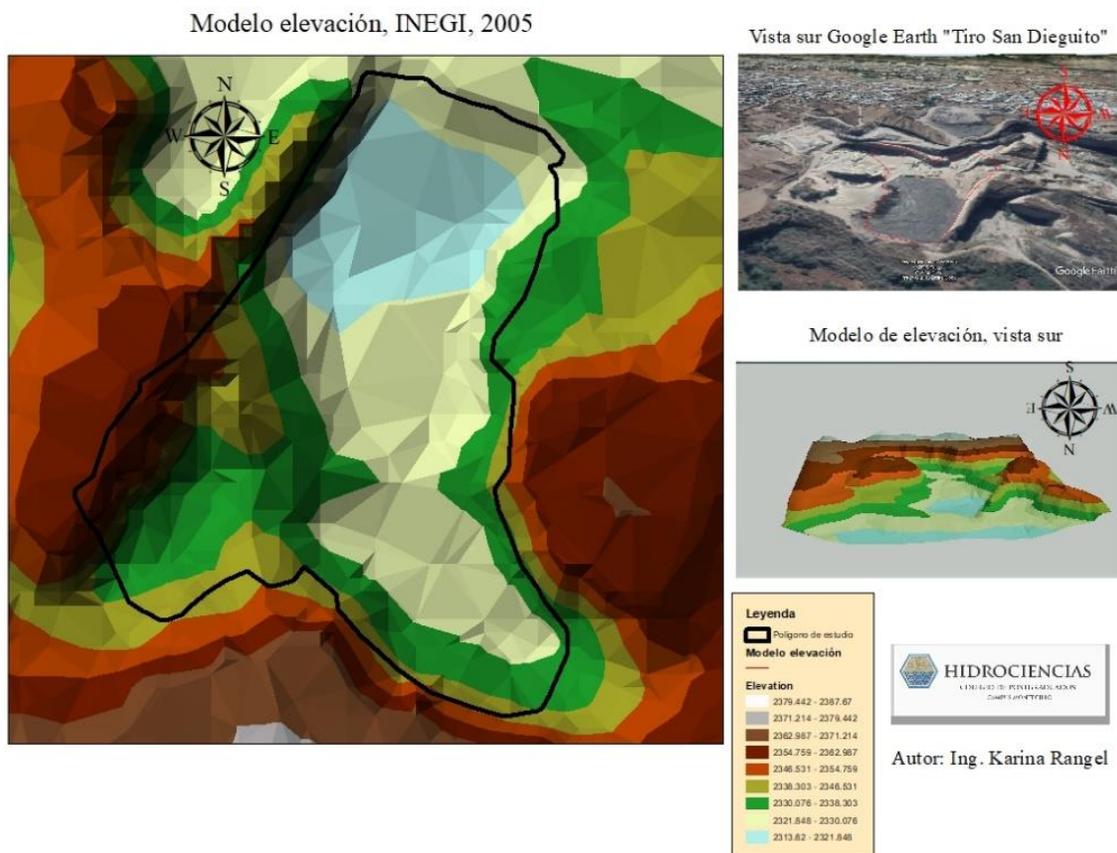
Los valores obtenidos de metales en equilibrio y metales adsorbidos se analizaron aplicando los modelos de Freundlich y Langmuir.

## 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

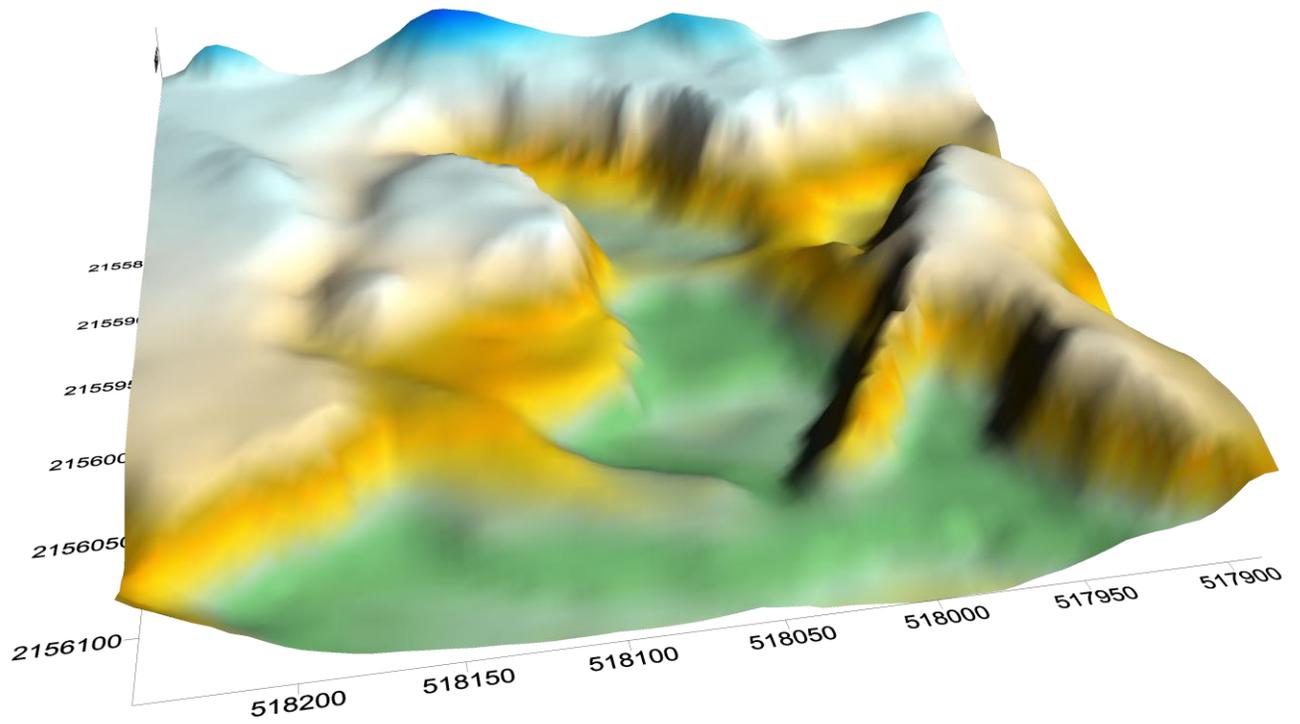
### 5.1. Delimitación del confinamiento de sedimentos

La principal unidad geológica que compone a la zona de estudio, es toba andesítica, que son fragmentos de roca ígnea volcánica (piroclastos) solidificados en algún momento de la erupción volcánica, cuya composición mineralógica es similar a la roca andesítica y tamaño menor a 4 mm (SGM 2002).

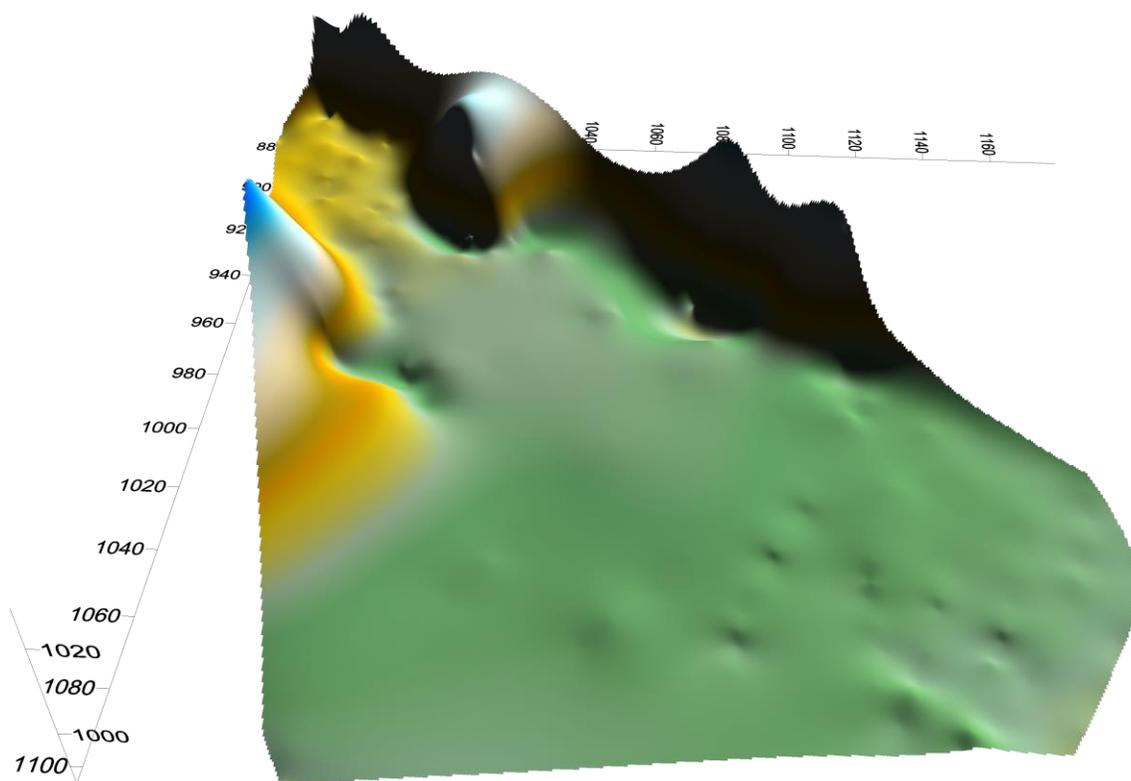
La superficie del confinamiento es de 2.49 ha donde se han depositado al 18 de junio de 2018, 1 074 960 m<sup>3</sup> de sedimento del ex lago de Texcoco, correspondiente a 1 096 459.2 kg de sedimento, tomando como referencia el promedio de densidad aparente. (Figura 7, 8 y 9).



**Figura 7.** Modelo de elevación digital del subsuelo de la mina (INEGI 2005).



**Figura 8.** Modelo de elevación digital del subsuelo de la mina (INEGI 2015).



**Figura 9.** Modelo de elevación digital del sedimento de la mina, Junio 2018.

### **5.2. Permeabilidad de los sedimentos del ex lago de Texcoco.**

El sedimento presentó nula conductividad hidráulica durante la prueba que duró 48 horas. En determinaciones realizadas in situ en los sedimentos del ex Lago de Texcoco López *et al.* (2016) reportó permeabilidades muy bajas (de  $10^{-3}$  a  $10^{-6}$  cm s<sup>-1</sup>) en la capa dura del sedimento, cuyo espesor varía de 30 a 32 m; Tarín y Velázquez (1986) encontraron que la conductividad hidráulica es  $< 0.1$  cm h<sup>-1</sup>. Esta propiedad de los sedimentos se atribuye a la carencia de estructura (Segura *et al.* 2000; Brady y Weil 2016; Carranza 2018) y alto contenido de esmectita, la cual cuando se hidrata cierra los espacios porosos (Musso *et al.* 2017). Por ello existe baja probabilidad de lixiviación de metales; sin embargo, en condiciones de agrietamiento, no estudiado en el presente estudio, la transferencia de metales al subsuelo del confinamiento sería un riesgo potencial, debido a flujo superficial (Imagen 1 y 2).



**Imagen 1.** Sedimento salino-sódico del ex lago de Texcoco, depositado en Tiro San Dieguito.



**Imagen 2.** Sedimento salino-sódico del ex lago de Texcoco, secado en estufa por 48 h.

### ***5.3. Metales tóxicos en el sedimento.***

Las concentraciones de Cd, Cu, Ni, Pb y Zn encontradas en los sedimentos (Cuadro II), fueron menores de los rangos reportados por otros autores para sedimentos lacustres, con excepción del Cu que está dentro del rango registrado; Zerbe *et al.* (1999) reportó un intervalo de 1.2 a 5.2; 2.9 a 19; 4.5 a 21; 11 a 74 y 13 a 110 mg/kg de Cd, Cu, Ni Pb y Zn, respectivamente.

**Cuadro 2.** Concentración de algunos metales pesados, pH, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico y relación de absorción de sodio en el sedimento depositado en socavón de mina Tiro San Dieguito (San Dieguito, Texcoco).

	<b>Cd</b>	<b>Cu</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>pH</b>	<b>C.E.</b>	<b>C.I.C.</b>	<b>RAS</b>
	mg kg <sup>-1</sup>						dS m <sup>-1</sup>	cmol <sub>c</sub> Kg <sup>-1</sup>	
Promedio*	0.03	3.66	0.51	2.04	2.47	10.71	70.90	22.63	4790
DE**	0.03	1.35	0.36	1.32	2.63	0.15	23.42	2.48	4119

\*de 19 muestras; \*\*DE=Desviación Estándar, C.E.=Conductividad eléctrica, C.I.C= capacidad de intercambio catiónico, RAS= Relación de adsorción de sodio.

La reacción del sedimento es alcalina lo que condiciona que estos metales estén en forma relativamente estables como lo han mencionado Sobczynski *et al.* (2001) y Luo *et al.* (2008), quienes encontraron que se asocian a fracciones de óxidos y óxidos hidratados, carbonatos, materia orgánica y residual de los mismos sedimentos. Aunque el alto contenido de sales podría modificar la distribución de especies en solución, la C.I.C. es media, considerando los valores promedio para suelos en general. Los contenidos de metales se comparan con los límites establecidos en normas nacionales e internacionales (Cuadro III) y se caracteriza al sedimento con base en las otras características determinadas.

**Cuadro 3.** Comparación de los contenidos de metales pesados en el sedimento del presente estudio con los límites máximos permisibles de normas nacionales y los niveles para la protección de la vida acuática de Norteamérica.

		<b>Cd</b>	<b>Cu</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
		mg kg <sup>-1</sup>				
Valor, presente estudio		0.03	3.66	0.51	2.04	2.47
NOM-004 <sup>1</sup>	biosólido excelente	39	1500	420	300	2800
NOM-147 <sup>2</sup>	suelo agrícola contaminado	37	-	1600	400	-
GPCS y NEP <sup>3</sup>	sedimento de agua dulce	0.6 3.5	y 35.7 197	y - y	- 35 91.3	y 123 315
GPCS y NEP	sedimento de agua marina	0.7 4.2	y 18.7 108	y - y	- 30.2 112	y 124 271
NF <sup>4</sup>	sedimento de agua dulce	0.1-0.3	10-25	9.9	4-17	7-38
NP <sup>5</sup>	sedimento de agua marina	0.38	32	15	30	94

<sup>1</sup>Norma Oficial Mexicana-004-SEMARNAT-2002 (SEMARNAT 2003).

<sup>2</sup>Norma Oficial Mexicana-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (SEMARNAT 2004).

<sup>3</sup>Guía Provisional de Calidad del Sedimento y Efecto Probable para la protección de vida acuática, Canadá (CCME 2019).

<sup>4</sup>Niveles de Fondo de las Tablas NOAA (Buchman 2008).

<sup>5</sup>Nivel Probable al cual 20% de casos causan efectos negativos (Field *et al.* 2002), valor más estricto de la Tablas NOAA (Buchman 2008).

La concentración de metales pesados de los sedimentos están dentro de los límites máximos permisibles para su aprovechamiento con fines agrícolas, forestales y mejoramiento de suelos, que incluye su uso urbano con contacto público directo durante su aplicación, y se clasifican como excelentes conforme a la NOM-004-SEMARNAT-2002 (SEMARNAT 2002), la cual considera entre otros a los sedimentos de los sistemas de alcantarillado y los biosólidos producidos en las plantas de

tratamiento de aguas residuales. Lo que implica que los metales tienen bajo riesgo de entrar a la cadena trófica a través de la absorción por las plantas.

La concentración de metales pesados determinados en el sedimento del confinamiento en el presente estudio, se encuentran por debajo de los límites máximos permisibles de suelos contaminados que requieren remediación conforme a la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (SEMARNAT 2004) y a los niveles de metales en sedimentos para proteger la vida acuática de cuerpos de agua dulce y marina establecidos en la Guía Canadiense y tablas de referencia estadounidense (Cuadro III).

Si se comparará dicha concentración de metales con los de un suelo agrícola, sus valores se consideran de normal (Cd, Ni y Pb) a adecuado (Cu y Zn) conforme a la NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT 2002). De acuerdo con los valores obtenidos por Kabata-Pendias (2011) para suelos naturales, se consideran normal la concentración de Cu y Zn del presente estudio. El Cu, Pb y Zn determinados en un suelo agrícola cercano a la zona de extracción y del mismo origen que los sedimentos del ex lago de Texcoco del presente estudio están dentro del rangos de concentraciones comunes en suelos sin procesos de contaminación (Balderas *et al.* 2006).

Los valores de pH, C.E. y RAS clasifican a los sedimentos del confinamiento como fuertemente alcalino, muy fuertemente salino, y con una alta concentración de sodio respecto a calcio y magnesio (SEMARNAT 2002); asimismo son alcalino-sódicos debido a su pH y la relación de absorción de sodio (SEMARNAT 2002), por lo que esto sería un impedimento para el desarrollo de la mayoría de las especies vegetales cultivadas (Brady y Weil 2016) y tampoco sería recomendable su uso como mejorador de suelos.

Se ha reportado que en el sedimento predomina la sílica amorfa y los coloides inorgánicos como la esmectita, esto puede explicar el valor encontrado de capacidad de intercambio cationico ( $22.6 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ ).

#### 5.4. Metales pesados en agua de escurrimiento

En el cuadro IV se presentan las concentraciones de metales pesados solubles, así como pH y C.E. del agua de escurrimiento del confinamiento de sedimentos. Se ha argumentado que la calidad de esta agua es de gran importancia ya que la impermeabilidad de los mismos (Ortiz y Gutiérrez 2015) favorece su salida del confinamiento y podría contaminar los causes de agua intermitentes que existen en la zona.

**Cuadro 4.** Concentración de metales solubles del agua de escurrimiento y su comparación con límites máximos permisibles.

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
	mg L <sup>-1</sup>				
Promedio (5 fechas)	0.01	0.06	0.09	0.36	0.13
DE**	0.009	0.047	0.086	0.254	0.044
NOM-001 <sup>1</sup> suelos	0.05	4	2	5	10
NOM-001 <sup>1</sup> ríos	0.2	4	2	0.5	10
FAO <sup>2</sup> irrigación	0.01	0.2	0.2	5.0	2.0
EPA <sup>3</sup> irrigación	0.01	0.2	0.2	5.0	2.0
GCA <sup>4</sup> irrigación	0.005	0.2–1.0	0.2	0.2	1-5

\*27 de abril, 21 de mayo, 6 y 12 de junio y 9 de julio de 2019. Muestras después de precipitaciones que provocaron escurrimiento.

\*\*DE, Desviación estándar.

<sup>1</sup>Norma Oficial Mexicana-001-SEMARNAT, promedio mensual (SEMARNAT 1996).

<sup>2</sup> Máxima concentración en agua de riego (Ayers y Westcot 1985).

<sup>3</sup>Máxima concentración en agua de riego (Bastian y Murray 2012).

<sup>4</sup>Guía de Calidad del Agua para la Protección de la Agricultura, Canadá (CCME 2019b).

Sin embargo, las concentraciones de Cd, Cu, Ni, Pb y Zn son menores a los límites máximos permisibles (promedios mensuales) de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, para suelo y uso en riego agrícola establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-1996 (SEMARNAT 1997). Las

concentraciones de Cd y Cu están dentro de los límites máximos permisibles para verter aguas residuales a los sistemas de drenaje urbanos (SEMARNAT 1997). Asimismo, los valores de metales considerados en el presente estudio están dentro de los límites que se consideran seguros para la protección de la agricultura que establece la FAO (Ayers y Westcot 1985), la Agencia de Protección al Ambiente de los Estados Unidos (Bastian y Murray 2012) y el Consejo Canadiense de Ministros del Ambiente de Canadá (CCME 2019). Con base en esta última referencia, sólo los niveles de Cd y Pb rebasan ligeramente el límite seguro. Aunque, no hay que olvidar que las concentraciones en aguas prístinas son del orden de microgramos por litro.

Los valores bajos de metales solubles determinados en el agua de escurrimiento son congruentes con las concentraciones de metales de los sedimentos del presente estudio, los cuales no exceden los límites máximos de los sedimentos de cuerpos de agua dulce y marina establecidos en Estados Unidos y Canadá; tampoco exceden los límites máximos para suelos contaminados y biosólidos propuestos en México. Balderas *et al.* (2006) reportó que el Cu, Pb y Zn de un suelo agrícola cercano a la zona de extracción de los sedimentos del presente estudio se encuentran adsorbidos a las arcillas y óxidos, por lo que son poco solubles, y coinciden con los reportes ya mencionados anteriormente en sedimentos de lagos.

La conductividad eléctrica presente en el agua de escurrimiento fue de  $76 \text{ dS m}^{-1}$ , como promedio de las 5 lecturas, excede el valor aceptable para agua de riego en agricultura (SEMARNAT 1997) y por ello no es adecuada para el desarrollo de los cultivos (Ayers y Westcot 1985). El pH 9.7 tampoco se considera adecuado para aguas de irrigación (Bastian y Murray 2012).

##### **5.5. Caracterización del subsuelo del confinamiento.**

La base edáfica donde se están depositando los sedimentos, es el subsuelo que quedó descubierto al agotarse la mina de materiales pétreos. Sus características fisicoquímicas determinadas en el presente estudio se presentan en el Cuadro V.

**Cuadro 5.** Reacción (pH), C.E., C.I.C. y metales pesados determinados en el subsuelo del confinamiento.

	<b>Cd</b>	<b>Cu</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>pH</b>	<b>C.E.</b>	<b>C.I.C.</b>
	mg kg <sup>-1</sup>						dS m <sup>-1</sup>	cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>
Promedio	0.02	0.14	0.16	0.39	0.35	9.72	5.16	1.96
DE*	0.006	0.081	0.05	0.21	0.26	0.31	5.86	0.54
<b>n</b>	4	4	4	4	4	4	4	4

\*DE = Desviación Estándar, C.E.=Conductividad eléctrica, C.I.C.=Capacidad de intercambio catiónico.

Las concentraciones de metales pesados determinados en el subsuelo del confinamiento también se encuentran por debajo de los límites máximos permisibles de suelos agrícolas contaminados, conforme a la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (SEMARNAT 2004). Por su origen el material pétreo de la zona no contiene altas concentraciones de los elementos analizados.

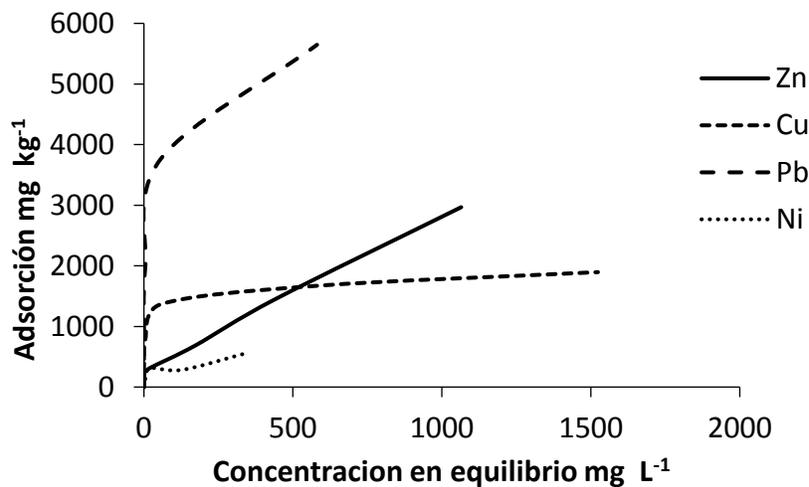
Desde el punto de vista de su fertilidad, el subsuelo, por su contenido de metales que no tienen funciones biológicas (Cd, Ni y Pb), de los micronutrientes (Cu y Zn) y C.I.C. se clasifica como normal, deficiente y bajo, respectivamente; por su pH que es fuertemente alcalino; y con base en C.E. y RAS es moderadamente salino y con alta relación de absorción de sodio (SEMARNAT 2002). Considerando el análisis químico realizado a este subsuelo tiene un contenido bajo de materia orgánica (1.96%) y alta proporción de arena (62%) respecto a limo (22%) y arcilla (16%), por lo que se clasifica como franco-arenoso. En general, estas características hacen que dicho subsuelo no sea propicio para el buen desarrollo de las especies vegetales.

### **5.6. Adsorción de Ni, Cu, Pb y Zn en el subsuelo.**

Con base en la información experimental se puede argumentar que los sedimentos del confinamiento son poco permeables; sin embargo, bajo eventuales condiciones de agrietamiento y escurrimiento superficial se puede pensar en una situación extrema en la cual el agua de percolación arrastre concentraciones elevadas de metales en la que, existe el riesgo potencial de transferencia de sus metales hacia la base del confinamiento y aguas subterráneas; por lo que se determinó la capacidad de

adsorción de metales de dicho subsuelo, el cual podría ser una barrera filtrante para el transporte de metales hacia el acuífero.

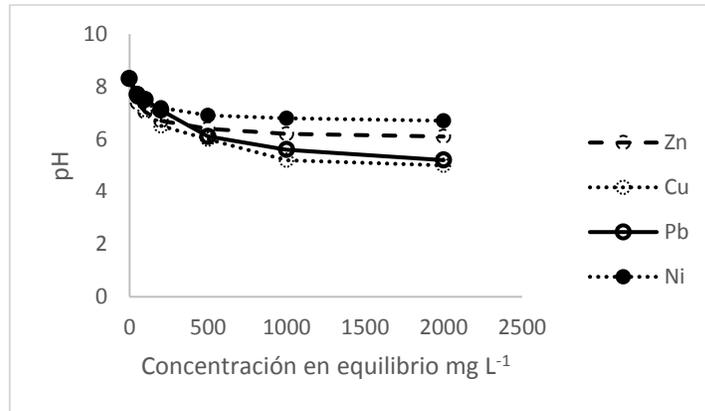
La adsorción sobre la superficie del subsuelo del sitio de confinamiento es muy alta, como se puede observar en las fuertes pendientes de las isothermas a concentraciones de equilibrio bajas. Las pendientes de las isothermas de Zn y Pb se mantuvieron altas, aunque disminuyeron conforme la concentración se incrementó (Figura 10). La pendiente de las isothermas del Cu y Ni disminuyeron al aumentar la concentración y sólo la de Cu es asintótica. Las pendientes de las curvas de Pb y Zn son muy grandes, en cambio la de Cu es alta a bajas concentraciones y después se aproxima a cero. A bajas concentraciones se observó una tendencia lineal en la adsorción. El ion Ni pudo sufrir precipitación química, coagulación química, intercambio iónico, entre otros (Wang y Cheng 2009), lo cual podría explicar el resultado antes indicado.



**Figura 10.** Adsorción de Zn, Cu, Pb y Ni en el subsuelo del confinamiento en función de la concentración.

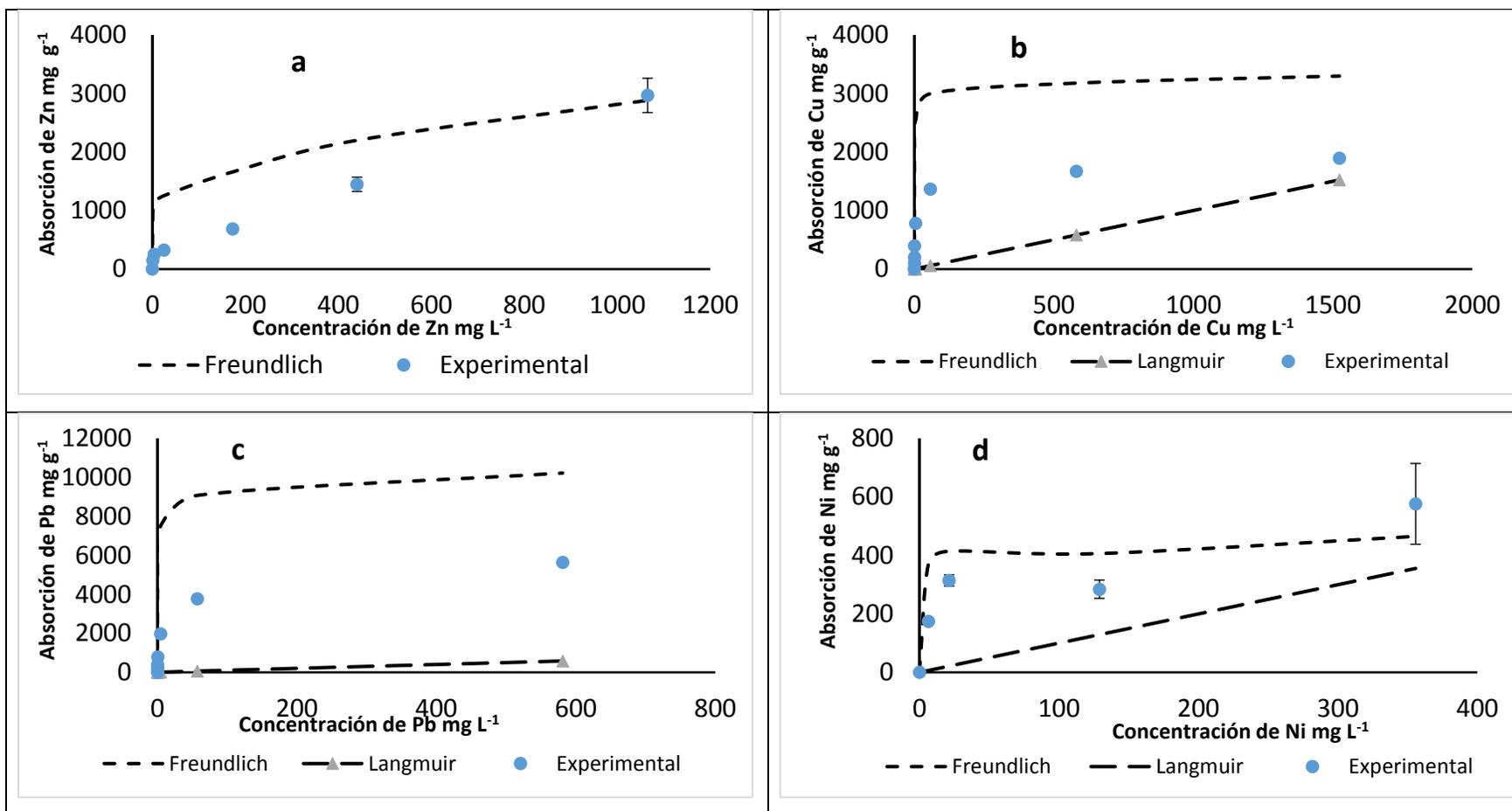
En la figura 11 se presentan los valores de pH obtenidos durante la concentración en equilibrio. En ella se observa que a mayor concentración de metales en equilibrio hubo disminución del pH, esto implica que ocurrió adsorción química en el subsuelo, que se caracteriza por liberación de iones hidronio (Sparks 2003). La capacidad máxima de

adsorción de Zn fue superior a los 2000 mg kg<sup>-1</sup>; aunque es muy probable que en la isoterma se refleje la precipitación por efecto del pH.



**Figura 11.** Reacción (pH) en la solución en equilibrio durante la adsorción de Zn, Cu, Pb y Ni en el subsuelo.

Bradl (2004) menciona que el pH en la solución es un parámetro importante que controla los procesos de adsorción, debido a que los iones hidrógeno se constituyen en un adsorbato, fuertemente competitivo, y afectado por la presencia de grupos funcionales. La adsorción de cationes suele estar favorecida para valores de pH superiores a 4.5, la adsorción de aniones prefiere un valor bajo de pH entre 1.5 y 4 (Tejeda-Tovar *et al.* 2015). La medición de pH es de importancia ya que Chaudhurib *et al.* (2014) menciona que la reducción de pH desencadenó el proceso de transferencia de metales pesados desde el sedimento del estuario hacia el sistema acuoso.



**Figura 12.** Isothermas de adsorción de a) Zn, b) Cu, c) Pb y d) Ni experimentales y predichas por las ecuaciones de Freundlich o Langmuir.

Así como Wang *et al.* (1997) donde concluyen que el porcentaje de  $\text{Cu}^{2+}$ , adsorbido en la mayoría de sedimentos estudiados, llega a 100% después de un pH de 8.5. A pH alto las formas del Cu son más estables y hay mayor adsorción en la fracción residual (Balderas *et al.* 2006).

La ecuación de Freundlich fue mejor para describir la tendencia de la isoterma de Zn, aunque no tuvo buen ajuste a los datos experimentales a bajas concentraciones. Para el caso del Cu ninguna de las dos isotermas describió apropiadamente la tendencia de la isoterma, pero a altas concentraciones la más próxima fue la de Langmuir. En el caso del Pb tampoco hubo un ajuste apropiado. El comportamiento asintótico en la adsorción del Ni lo represento mejor la ecuación de Freundlich (Figura 3). La divergencia en la adsorción a concentraciones intermedias puede ser resultado de los procesos conjuntos de adsorción, precipitación y cambio de superficie en el adsorbente por el pH alcalino.

En el caso del Cu, Pb y Ni se pudo estimar la absorción máxima, ya que la pendiente tendió a cero al aumentar la concentración en equilibrio (Cuadro VI). En todos los casos la capacidad de adsorción es por mucho mayor a la concentración observada en los lodos depositados en los socavones.

**Cuadro 6.** Parámetros de mejor ajuste de modelos de adsorción de metales pesados en subsuelo franco-arenoso.

Metal	Modelo Langmuir			Modelo Freundlich		
	M (mg/g)	$K_L$ (L/mg)	$R^2$	$K_F$ ( $\text{mg}^{(1-1/n)} \text{L}^{1/n}/\text{g}$ )	1/n	$R^2$
Zn	588	0.54	0.76	141.3	0.37	0.98
Cu	1250	1.33	0.99	354.6	0.26	0.88
Pb	1250	2.66	0.99	808.5	0.36	0.86
Ni	5000	0.13	0.99	137	0.191	0.452

Para el caso del Zn no se llegó a la capacidad máxima de adsorción de metales por el subsuelo, ya que, en las representaciones gráficas, no se genera una curva asintótica. Se hace mención que las lecturas de los metales en el sobrenadante filtrado se hicieron al alcanzar el equilibrio, no controlando en ningún momento el

pH o algún otro parámetro como en la mayoría de los estudios realizados sobre adsorción (Musso *et al.* 2017; Uddin 2017), ya que el pH del medio adsortivo influencia el comportamiento del metal y su solubilidad, generalmente incrementando con el aumento de la concentración de los iones hidrógeno e influencia la intensidad de las reacciones de reducción-oxidación (Appelo y Postma 2005). Lo que falta es evaluar la capacidad de liberación de los metales adsorbidos, la desorción, la cual podría incrementarse si el pH o el contenido sales varia en el sistema.

Así lo describe Kaya y Ören (2005), con una remoción rápida del zinc en equilibrio, cuando el pH fue mayor de 7 y según Jain *et al.* (2004) el grado de adsorción de ion Zn aumentó con un aumento del pH. Hayes y Leckie (1986) los cuales determinaron un porcentaje alto de adsorción de ion Pb por geotita, a medida que aumenta el pH.

Según Balderas *et al.* (2006) en los suelos arcillosos de origen volcánico, los mecanismos que determinan la presencia, asociación, y movilidad de Cu, Pb y Zn en las diferentes fracciones químicas de los suelos están relacionados con las propiedades del adsorbente y la concentración de estos metales en las diferentes fracciones químicas.

La forma en L de las isothermas es caracterizada por una pendiente inicial alta que disminuye al aumentar la concentración del metal (Sposito 2008), lo cual indica una afinidad relativamente alta de los metales por el subsuelo de la mina a concentraciones bajas disminuyendo conforme aumenta la concentración y se satura la superficie específica del adsorbente.

La isoterma que mejor describe el comportamiento de Zn es la de Freundlich, esto concuerda con Cortés *et al.* (2015) donde el modelo que mejor ajusta para Zn es Freundlich en adsorbentes como andisoles, vertisoles y ácidos húmicos.

La isoterma que mejor describe el comportamiento del metal Cu es la de Langmuir, lo cual concuerda con Han *et al.* (2006) quienes reportaron que las isothermas Langmuir y Redlich-Peterson proporcionaron la mejor correlación para

Cu. Abdelhamid *et al.* (2012); Melichová y Hromada (2013) mencionan que el mejor ajuste en para Cu se encuentra en la isoterma Langmuir.

La isoterma que mejor describe el comportamiento del metal Pb es la de Langmuir. Esto concuerda con Melichová y Hromada (2013) quienes encontraron que la isoterma de mejor ajuste fue para Langmuir en Pb y Cu con adsorbente de bentonita natural. Salem y Akbari-Sene (2011) obtuvieron mejor correlación con Langmuir para Pb en adsorbente de zeolita-kaolinita-bentonita como combinación.

Elbana *et al.* (2018) reportó que los suelos con alto contenido de materia orgánica y suelos con alto pH, exhibieron una fuerte adsorción para cadmio, cobre, níquel, plomo y zinc, debido a la presencia de carbonatos; sin embargo, en sistemas complejos como este no es posible diferenciar adsorción de precipitación en formas insolubles.

## **6. CONCLUSIONES**

Las concentraciones de Cd, Cu, Ni, Pb y Zn del sedimento del ex lago de Texcoco depositados en el confinamiento están dentro de los límites máximos permisibles de la normatividad mexicana, aplicable a lodos de aguas residuales para uso agrícola y no rebasan los límites de metales en los sedimentos para la protección de la vida acuática de la normatividad estadounidense y canadiense. Su RAS, C.E. y pH los hace limitantes del desarrollo de especies vegetales con baja adaptación a salinidad y pH altos.

Los contenidos de metales en el agua de escurrimiento de la superficie de los sedimentos del ex lago de Texcoco confinados están dentro de los límites aceptables, que establece la normatividad mexicana para el vertido de aguas en ríos y en el suelo con fines de irrigación; también se encuentra dentro de los límites seguros para su uso en irrigación considerados por la FAO y EPA. Su pH y C.E. limitarían su uso en irrigación.

Considerando las isotermas de adsorción de Freundlich y Langmuirel el subsuelo del confinamiento adsorbe metales siguiendo el orden decreciente de afinidad: Pb

> Zn > Cu. La capacidad adsorptiva de estos elementos es mayor a la concentración de metales del agua de escurrimiento.

El subsuelo presentó bajas concentraciones Cd, Cu, Ni, Pb y Zn, baja fertilidad y alto pH. Estas últimas características prevén su baja capacidad para soportar vegetación silvestre o cultivada de forma normal.

## **7. LIMITACIONES Y FUTURAS LINEAS DE INVESTIGACIÓN**

Como se pudo constatar, el proceso de adsorción de metales, está ligado a características intrínsecas del medio, donde fluctúan interacciones químicas complejas, que no pueden ser abordadas en una sola investigación. Con base en esta experiencia, para un mayor conocimiento que permita coadyuvar a la toma de decisiones para el mejor manejo de los depósitos de sedimentos en socavones de monas, se proponen las siguientes líneas de estudio:

- a) Capacidad de adsorción de elementos de interés para cada suelo en donde se realicen depósitos de material de desecho o características especiales.
- b) Caracterización de la zona, y posibles daños ambientales y sociales a causar con el depósito de material de desecho.
- c) Comportamiento de metales pesados en suelos degradados.
- d) Comportamiento de metales pesados como iones en solución o en complejos de intercambio
- e) Modelos de simulación de transporte de contaminantes con datos obtenidos en campo.

El cuidado de los recursos hídricos es importancia para cualquier nación, más aún si ellos representan estabilidad social y económica, siendo el caso del recurso hídrico en los acuíferos, que, a pesar de no ser palpable y visible, debe ser un eje prioritario de investigación, para el fortalecimiento de capacidades y con ello, una mejor toma de decisiones.

## **8. REFERENCIAS**

Abdelhamid B., Ourari A. y Ouali M. S. (2012). Copper (II) ions removal from aqueous solution using bentonite treated with ammonium chloride. American Journal of Physical Chemistry 1(1), 1-10. DOI: 10.11648/j. ajpc.20120101.11

- Albarrán J. A. (2015). Comportamiento del suelo y obras en el ex lago de Texcoco. *Geotécnia* 238. Diciembre 2015-Febrero 2016: 20-27.
- Agilent Technologies (2012). Agilent 720/725 ICP-OES. Agilent Technologies Inc. USA. 12 pp. [en línea] [https://www.agilent.com/cs/library/brochures/5990-6497EN%20720-725\\_ICP-OES\\_LR.pdf](https://www.agilent.com/cs/library/brochures/5990-6497EN%20720-725_ICP-OES_LR.pdf). 04/03/2019
- Appelo C.A.J. y Postma D. (2005). *Geochemistry groundwater and pollution*. 2<sup>nd</sup> edition. A. A. Balkema Publishers. Amsterdam, Netherlands. 1-683 pp. DOI:10.1201/9781439833544
- ASA-UNAM (2014). Revisión y evaluación en geotecnia y estructuras para resolver la problemática del transporte aéreo en el centro del país. Universidad Nacional Autónoma de México. Convenio de Colaboración No. ASA-UNAM-13-002. D.F., México. 21.
- Ayers R.S. y Westcot D.W. (1985). *Water quality for agriculture*. FAO Irrigation and Drainage Paper 29 Rev. 1. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma, Italia. 174 pp.
- Balderas P.M.A., Gutiérrez C.M. del C., Carrillo G.R., Ortiz S.C.A., y Lugo de la Fuente J.A. (2006) Distribución de elementos traza en los suelos de las microcuencas en Texcoco. *Terra Latinoamericana* 24 (4), 451-461.
- Belmonte M. A., Gutiérrez M.D.C., Carrillo R., Ortiz C., y Lugo J.A. (2006). Distribución de elementos traza en los suelos de las microcuencas en Texcoco. *Terra Latinoamericana* 24:461.
- Belmonte S. I., Aragón M., Navarro S., y Herrera J. (2016). ERIS método para determinar el riesgo de contaminación de un sistema acuífero: caso Valle de Zaachila, Oaxaca. Memorias. Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales. Guanajuato, Guanajuato. 17 al 20 abril, 2002.
- Bastian R. y Murray D. (2012). *Guidelines for Water Reuse*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA/600/R-12/618. 643 pp. [en línea]. <https://www3.epa.gov/region1/npdes/merrimackstation/pdfs/ar/AR-1530.pdf> 05/03/2019
- Bradl H.B. (2004). Adsorption of heavy metals ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science* 277 (1), 1—18. DOI: 10.1016/j.jcis.2004.04.005
- Brady N.C. y Weil, R.R. (2016). *The Nature and Properties of Soils*. 15<sup>th</sup> edition. Pearson Education. United States of America. 1-1071 pp.
- Buchman M.F. (2008). NOAA Screening Quick Reference Tables. NOAA OR&R Report 08-1., Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration. Seattle, E.U.A. 34 pp. [en línea]. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/9327> 04/03/2019
- Carranza E.A. (2018). Correlación litológica del subsuelo del lago de Texcoco. *Hidrobiológica* 28 (1), 93-101. DOI: 10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2018v28n1/Carranza

- CCME (2019). Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadá, 4 pp. [en línea]. <http://st-ts.ccme.ca/en/index.html> 04/03/2019
- CCME (2019b). Water Quality Guidelines for the Protection of Agriculture. Canadian Council of Ministers of the Environment. Canada, 9 pp. [en línea]. <http://st-ts.ccme.ca/en/index.html> 04/03/2019
- Chaudhurib T.R., Fazlic P., Zamana S., Pramanickd P., Bosea R. y Mitraa (2014) Impact of acidification on heavy metal pollution in Hooghly estuary. *Journal of Harmonized Research in Applied Sciences* 2(2), 91-97.
- Coll-Hurtado, A., Sánchez-Salazar, M. T., y Morales, J. (2002). La minería en México, geografía, historia, economía y medio ambiente. D.F., México. 156 pp.
- CONAGUA (2015). Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Texcoco (1507), Estado de México. Comisión Nacional del Agua. Informe. D.F., México. 37 pp.
- CONAGUA (2014). Estadísticas del agua en México. Comisión Nacional del Agua. México, D.F. Informe. D.F., México. 242 pp.
- Cortés P.L.E., Bravo R.I.S., Martín P.F.J., y Menjivar F.J.C. (2015). Adsorción de metales pesados en andisoles, vertisoles y ácidos húmicos. *Acta Agronómica* 64 (1), 61-71. DOI: 10.15446/acag.v64n1.43677
- Covarrubias S.A., Flores de la Torre J.A., Maldonado V.M., Avelar G.F.J. y Peña C.J.J. (2018). Spatial variability of heavy metals in soils and sediments of “La Zacatecana” Lagoon, Mexico. *Applied and Environmental Soil Science* 2018, 1-8. DOI: 10.1155/2018/9612412
- Custodio, G.E. y Carrera R. J., (1989). Aspectos generales sobre la contaminación de las aguas subterráneas. *Revista OP.* 13, 96-109.
- Davis J.A., Kent D.B., Rea B.A. (1993). Influence of redox environment and aqueous speciation on metal transport in groundwater: preliminary results of trace injection studies. En: *Metals in groundwater* (Allen H.E., Perdue M.E. y Brown D.S.) Lewis publishers. Chelsea, MI, USA. 302 pp.
- Durazo J. (1996). Ciudad de México. Acuitardo superficial y contaminación acuífera. *Ingeniería Hidráulica en México.* IX (2), 5-14.
- Dzombak D. D. y Morel M. M., (1990). *Surface complex modeling: Hydrous Ferric Oxide.* Jhon Wiley & Sons, New York, U.S.A., 387 pp.
- Elbana T.A., Selim H.M., Akrami N., Newman A., Shaheen S.M., Rinklebe J. (2018). Freundlich sorption parameters for cadmium, copper, nickel, lead, and zinc for different soils: Influence of kinetics. *Geoderma* 324, 80-88. DOI:10.1016/j.geoderma.2018.03.019
- Escobar-Villagrán B.S., Palacios-Vélez O. (2012). Análisis de la sobreexplotación del acuífero Texcoco, México. *Tecnología y Ciencias del Agua.* 3 (2), 67-84.
- Field L.J., MacDonald D.M., Norton S.B., Ingersoll C.G., Severn C.G., Smorong D., y Lindskoog R. (2002). Predicting amphipod toxicity from sediment chemistry using logistic regression models. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21(9), 1993–2005. DOI: 10.1002/etc.5620210929

- Gómez M. P., García-Baquero E. D., y Cervera, J. G. (2001). Lixiviación de metales desde puntos con contaminación residual en la cuenca del Guadamar. *Temas de Investigación en Zona no Saturada*. Eds. JJ López, M. Quemada. Dpto. Agronomía, ETSIAM Universidad de Córdoba, Apdo, 3048, 14080.
- González-Fernández O., Queralt I. y Candela L. (2008). Lixiviación de metales de sedimentos mineros hacia el medio hídrico en el distrito minero de Cartagena-La Unión (Murcia). *Geo-Temas* 10, 1129-1132.
- Gutiérrez C.M. del C., Stoops G., Ortiz S.C.A. y López A.G. (2005). Amorphous silica materials in soils and sediments of the Ex-Lago de Texcoco, Mexico: An explanation for its subsidence. *Catena* 60 (2), 205-226. DOI: 10.1016/j.catena.2004.11.005.
- Han R., Lu Z., Zou W., Daotong W., Shi J. y JiuJun Y. (2006). Removal of copper (II) and lead (II) from aqueous solution by manganese oxide coated sand: II. Equilibrium study and competitive adsorption. *Journal of Hazardous Materials* 137(1), 480-488. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2006.02.018
- Hayes K.F. y Leckie J.O. (1986). Mechanism of lead ion adsorption at the goethite-water interface. En: *Geochemical processes at mineral surface* (J.A. Davis y K.F. Hayes, Ed.). American Chemical Society, Washington, DC, pp. 114-141. DOI: 10.1021/bk-1987-0323.ch007
- INEGI (2015). Guía para la interpretación de la cartografía edafología; escala 1:250 000; serie III. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Catálogo. Aguascalientes, México. 1-60 pp.
- Jain C.K., Singhal D.C. y Sharma M.K. (2004). Adsorption of zinc on bed sediment of River Hindon: adsorption models and kinetics. *Journal of Hazardous Materials* 114(1-3), 231-239. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2004.09.001
- Jaishankar M., Tseten T., Anbalagan N., Mathew B.B. y Beeregowda K.N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology* 7 (2), 60-72. DOI: 10.2478/intox-2014-0009
- Kabata-Pendias A. (2011). Trace elements in soils and plants. 4<sup>th</sup> ed. Taylor and Francis Group. New York, U.S.A. 505 pp.
- Kaya A. y Ören A. H. (2005). Adsorption of zinc from aqueous solutions to bentonite. *Journal of Hazardous Materials* 125 (1-3), 183-189. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2005.05.027
- López A.N.P., Espinosa S.A.L. y Zuluaga B.D. (2016). Sobre la permeabilidad del subsuelo en la zona del ex Lago de Texcoco. Memoria de la XXVIII Reunión Nacional de Ingeniería Geotécnica. Mérida Yucatán. 23-26 de noviembre de 2016.
- Luo M., Li J., Cao W. y Wang M. (2008). Study of heavy metals speciation in branch sediments of Poyang Lake. *Journal Environmental Sciences* 20 (2), 161-166. DOI: 10.1016/S1001-0742(08)60025-X

- Melichová Z. y Hromada L. (2013). Adsorption of Pb<sup>2+</sup> and Cu<sup>2+</sup> ions from aqueous solutions on natural bentonite. *Pol. J. Environ. Stud.* 22 (2), 457-464.
- Mooser F. y Molina C. (1993). Nuevo modelo hidrogeológico para la Cuenca de México. *Boletín del Centro de Investigación Sísmica de la Fundación Javier Barros Sierra*, 3(1), 68-84 pp.
- Morton-Bermea O., Hernández-Álvarez E., González-Hernández G., Romero F., Lozano R. y Beramendi-Orosco L.E. (2009). Assessment of heavy metal pollution in urban topsoils from the metropolitan area of Mexico City, *Journal of Geochemical Exploration* 101 (3), 218-224. DOI: 10.1016/j.gexplo.2008.07.002
- Musso T.B., Pettinari G., Parolo M.E. y Mesquín L. (2017). Arcillas esmectíticas de la región Norpatagónica Argentina como barreras hidráulicas de rellenos sanitarios y agentes de retención de metales pesados. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 33 (1), 141-152. DOI: 10.20937/RICA.2017.33.01.13
- Ortiz S.C.A. y Gutiérrez C.M. del C. (2015). El Nuevo Aeropuerto Internacional de la Ciudad de México: Las limitaciones de los terrenos del ex lago de Texcoco. *Artículos y Ensayos de Sociología Rural* 10 (19). 11-23.
- Ortiz J., (2015). Extracción minera de materiales pétreos y su influencia en la degradación del suelo en Tequexquínahuac, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco de Mora, México. 108 pp.
- Pejman A., Bidhendi G. N., Ardestani M., Saeedi M. y Baghvand A. (2015). A new index for assessing heavy metals contamination in sediments: a case study. *Ecological Indicators* 58, 365-373. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.06.012
- Pitre C. V. (1994). Analysis of induced recharge from waste water canal through fractured clays in Mexico City. Tesis de Maestría. Universidad de Waterloo. Canadá.
- QGIS Development Team (2009). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. [en línea]. <https://qgis.org/es/site/06/03/2019>
- Roy W., Krapac I., Chou S. y Griffin R. (1992). Batch-type procedures for estimating soil adsorption of chemicals. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EPA/530/SW-87/006F. 116 pp. [en línea]. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/100018S4.PDF?Dockey=100018S4.PDF> 5/03/2019
- Salem A. y Akbari-Sene R. (2011). Removal of lead from solution by combination of natural zeolite-kaolin-bentonite as a new low-cost adsorbent. *Chemical Engineering Journal*. 174 (2-3), 619-628. DOI: 10.1016/j.cej.2011.09.075
- SCT (2014). Manifestación de impacto ambiental regional “Nuevo aeropuerto internacional de la ciudad de México”. Secretaría de Comunicaciones y Transportes. MIA. D.F., México. 925 pp.
- SCT (2018). Aspectos ambientales del Nuevo Aeropuerto Internacional de la Ciudad de México. Secretaría de Comunicaciones y Transportes. Informe. D.F., México. 41 pp.

- SE (2016). Norma Mexicana NMX-AA-008-SCFI-2016. Análisis de agua. - Medición de pH en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas.- Método de prueba. Secretaría de Economía. Diario Oficial de la Federación. 9 de septiembre de 2016.
- SE (2016a). Norma Mexicana NMX-AA-051-SCFI-2016. Análisis de agua.- Medición de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas- Método de prueba. Secretaría de Economía. Diario Oficial de la Federación. 3 de noviembre de 2016.
- SE (2017). 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. Secretaría de Economía. Diario Oficial de la Federación. 06 de marzo de 2017.
- SE (2018). Norma Mexicana NMX-AA-093-SCFI-2000. Análisis de agua - Determinación de la conductividad electrolítica - Método de prueba. Secretaría de Fomento y Comercio Industrial. Diario Oficial de la Federación. 22 de abril de 2018.
- SECOFI (1980). Norma Mexicana NMX-AA-003-1998. Aguas residuales.- Muestreo. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 6 de noviembre de 1992.
- Segura C.M.A., Gutiérrez C.M. del C., Ortiz S.C.A., y Gómez D.D.J. (2000). Suelos arcillosos de la zona oriente del Estado de México. Terra Latinoamericana 18 (1). 35-44.
- SEMARNAT (1996). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. 23 de abril de 2003.
- SEMARNAT (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000. Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. 31 de diciembre de 2002.
- SEMARNAT (2003). Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002. Lodos y biosólidos.- Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. 15 de agosto de 2003.
- SEMARNAT (2004). Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. 2 de marzo de 2007.

- SEMARNAT (2014). Resolutivo de la manifestación de impacto ambiental. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Oficio No. SGPA/DGIRA/DG/09965. D.F., México. 135 pp.
- SGM (2002). Carta geológico-minera 1:250,000. E14-2 Ciudad de México. Servicio Geológico Minero. [en línea]. [http://mapserver.sgm.gob.mx/Cartas\\_Online/geologia/89\\_E14-2\\_GM.pdf](http://mapserver.sgm.gob.mx/Cartas_Online/geologia/89_E14-2_GM.pdf) 06/03/2019
- Siltecho S., Hammecker C., Sriboonlue V., Clermont-Dauphin C., Trelo-ges V., Antonino A.C.D. y Angulo-Jaramillo R. (2015). Use of field and laboratory methods for estimating unsaturated hydraulic properties under different land uses, *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 19, 1193-1207. DOI: 10.5194/hess-19-1193-2015
- Sobczynski T. y Siepak J. (2001). Speciation of heavy metals in bottom sediments of lakes in the area of Wielkopolske National Park. *Polish Journal of Environmental Studies* 10(6), 463-474.
- Sparks D.L. (2003). *Environmental soil chemistry*. 2a ed. Elsevier. San Diego, California, U.S.A. 352 pp.
- Sposito G. (2008). *The chemistry of soil*. 2a ed. Oxford University Press. New York, U.S.A. 344 pp.
- Springal G., Santoyo V., y Murillo F., (2015). Semblanza Roberto Graue de Haro. *Geotécnia*. 238. Diciembre 2015-Febrero 2016. 7-10.
- Srivastava A., Siddiqui N.A., Koshe R.K., Singh V.K. (2018). Human health effects emanating from airborne heavy metals due to natural and anthropogenic activities: A review. En: *Advances in Health and Environment Safety*. Springer Transactions in Civil and Environmental Engineering. (Siddiqui N., Tauseef S. y Bansal K., Eds.) Springer, Singapore, pp 1-28 DOI: 10.1007/978-981-10-7122-5\_29
- Stipp, S. L., y Hochella M. F. (1991). Structure and bonding environments at the calcite surface as observed with X-Ray photoelectron spectroscopy (XPS) and low energy electron diffraction (LE ED)", *Geochim. Cosmochim. Acta* 55/6, 1723-1736.
- Stumm W. (1992). *Chemistry of the solid-water interface: processes at the mineral-water and particle-water interface in natural systems*. John Wiley & Sons, Inc. New York, U.S.A. 432 pp.
- Tarín V. M. y Velázquez L.A. (1986). Lavado de suelos en el ex-Lago de Texcoco. *Ingeniería Hidráulica en México*. Mayo-Agosto: 30-49 pp.
- Tejeda-Tovar C., Villabona-Ortiz A., Garcés-Jaraba L. (2015). Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *Tecno Lógicas* 18 (34), 109-123.
- Uddin M.K. (2017). A review on the adsorption of heavy metals by clay minerals, with special focus on the past decade. *Chemical Engineering Journal* 308, 438-462. DOI: 10.1016/j.cej.2016.09.029.

- Van der Perk M. (2013). Soil and water contamination. 2<sup>nd</sup> ed. CRC Press/Balkema. Netherlands. 428 pp.
- Vowotor M.K., Hood C.O., Sackey S.S., Owusu A., Tatchie E., Nyarko S., Osel D.M., Mireku K.K., Letsa C.B. y Atleomo S.M. (2014). An assessment of heavy metal pollution in sediments of a tropical lagoon: A case study of the Benya Lagoon, Komenda Edina Eguafo Abrem Municipality (KEEA) — Ghana. *Journal of Health and Pollution* 4(6), 26-39. DOI: 10.5696/2156-9614-4-6.26
- Wang J.L. y Chen C. (2009). Biosorbents for heavy metals removal and their future. *Biotechnology Advances* 27 (2), 195-226. DOI: 10.1016/j.biotechadv.2008.11.002
- Wang F.Y., Chen J.S. y Forsling W. (1997). Modeling sorption of trace metals on natural sediments by surface complexation model. *Env. Sci. Technol.* 31 (2), 448-453. DOI: 10.1021/es960270a
- Wu B., Wang G., Wu J., Fu Q. y Liu C. (2014). Sources of heavy metals in surface sediments and an ecological risk assessment from two adjacent Plateau reservoirs. *PLoS one* 9 (7). DOI: 10.1371/journal.pone.0102101
- Zerbe J., Sobczynski T., Elbanowska H. y Siepak J. (1999). Speciation of heavy metals in bottom sediments of lakes. *Polish Journal of Environmental Studies* 8(5), 331-339.