



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**Caracterización de los tecnosuelos del Parque Ecológico
Cuitláhuac y el riesgo de movilidad de metales pesados
hacia el ambiente**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

Licenciada en Ciencias de la Tierra

P R E S E N T A:

María Fernanda Rojas Barrera



**DIRECTORA DE TESIS:
Dra. Lucy Natividad Mora Palomino**

Ciudad Universitaria, CDMX. 2018



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

1. Datos del alumno	Rojas Barrera María Fernanda Universidad Nacional Autónoma de México Facultad de Ciencias Ciencias de la Tierra 310302788 earth.science94@hotmail.com
2. Datos del tutor	2. Datos del tutor Dra. Lucy Natividad Mora Palomino Universidad Nacional Autónoma de México Instituto de Geología lmora@geologia.unam.mx
3. Presidente del jurado	Dra. Silke Cram Heydrich Universidad Nacional Autónoma de México Instituto de Geografía silkecram@igg.unam.mx
4. Vocal	Dra. Blanca Lucía Prado Pano Universidad Nacional Autónoma de México Instituto de Geología blanca_prado@yahoo.com.mx
5. Suplente 1	Dr. Rodolfo Omar Arellano Aguilar Universidad Nacional Autónoma de México Facultad de Ciencias omararellano@ciencias.unam.mx
6. Suplente 2	Dra. Claudia Alejandra Ponce de León Hill Universidad Nacional Autónoma de México Facultad de Ciencias caplh@ciencias.unam.mx
7. Datos del trabajo escrito. Título	Caracterización de los tecnosuelos del Parque Ecológico Cuitláhuac y el riesgo de movilidad de metales pesados hacia el ambiente
Número de páginas	82
Año	2018

AGRADECIMIENTOS INSTITUCIONALES

A la Facultad de Ciencias, al Instituto de Geología, a mis maestros de la carrera y a la Universidad Nacional Autónoma de México, mi amada casa de estudios.

A la Dra. Lucy Mora Palomino, por el apoyo en la preparación de muestras en el Laboratorio de Edafología Experimental del LANGEM, por la beca otorgada y orientarme en todo este largo camino de la carrera.

Al Biólogo Jorge Rene Alcalá Martínez y Arturo, por su apoyo en el análisis de las características físicas de las muestras de suelo en el Laboratorio de Física de suelos del LANGEM y por todas las enseñanzas aprendidas a su lado. Ha sido un honor, gracias por toda su confianza y apoyo.

A Javier Tadeo Lozano del Laboratorio de Espectroscopia LANGEM, por su apoyo en el análisis de metales por ICP-OES, por sus grandes enseñanzas en el fraccionamiento de metales pesados, en el manejo de los equipos y reactivos. Ha sido todo un placer, muchas gracias por tu confianza

A la Maestra Kumiko Shimada y Lucero del Laboratorio de Edafología Ambiental LANGEM, por su apoyo en el análisis de caracterización de los suelos y por enseñarme las técnicas de caracterización química de suelos y el manejo de los equipos, realmente lo aprecio muchísimo.

Al Dr. Bruno Manuel Chávez Vergara, por todo el apoyo mostrado desde el Taller de investigación, por su amistad, excelentes consejos y ayuda. Además de permitirme escoger este parque como mi sitio de estudio, eres un gran ejemplo.

A los miembros del jurado: la Dra. Silke Cram Heydrich, la Dra. Blanca Lucía Padro, al Dr. Omar Arellano y a la Dra. Claudia Ponce de León, por sus valiosas observaciones a esta tesis, aclarar mis dudas y por ser una gran influencia como profesores e investigadores.

A la Dra. Christina Siebe, por la beca otorgada durante el desarrollo de esta tesis.

A Alejandro Navarro y Antonio Carrillo, administradores del Parque Ecológico Cuitláhuac en el tiempo que solicité la entrada para la toma de muestras, gracias por todo su interés. Al personal del Parque Ecológico Cuitláhuac, por el manejo de la excavadora y sus valiosos comentarios e historias sobre el parque.

Al Taller de Ciencia para Jóvenes, 2011. Por ser mi primer acercamiento a lo que son las Ciencias de la Tierra, talleres como este me hacen sentir orgullosa de ser parte de la UNAM. Este taller se realiza con el apoyo del Programa UNAM DGAPA-PAPIME, PE103409.

Esta tesis ha sido financiada por el proyecto “Construcción de suelos artificiales a partir de la reutilización de residuos generados por la Ciudad de México como una alternativa sostenible” (Convenio SECITI/066-2016), financiado por la Secretaria de Ciencia, Tecnología e Innovación de la Ciudad de México.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

A Dios, a la Tierra y a la vida por haber puesto a las personas correctas a mi lado, por el padrísimo recorrido que llevo en mi camino a destinos hermosos y desconocidos.

A mi mamá, Rocío de Monserrat Barrera Tapia, por todo tu amor incondicional, por ayudarme a saber dónde debe de estar mi corazón y por ser la persona más importante en mi vida. Mereces todo en este mundo y esta tesis es una de mis tantas formas de agradecerte por todo lo que has hecho por mi hermano y por mí. Haber escogido este parque como mi sitio de estudio fue tu idea, no podría estar más agradecida. Este mundo sería un mejor lugar si hubiera más personas como tú. Gracias también por ser mi correctora de estilo, enseñarme tanto sobre la vida y salir adelante. Te quiero mucho.

A mi hermano, Alonso Rodrigo Rojas Barrera, por echarme la mano. Siempre estaré para ti, para escucharte y ayudarte. Eres un gran hermano, esfuérate por seguir tu camino, no te desvíes, sigue amando lo que haces y sé muy feliz, te lo mereces. Te quiero mucho.

A mis abuelas Ana María Tapia, Petra Cruz y Alicia Martínez, por todo su amor y cariño. Son amadas, extrañadas (Abuela Ana y Petra) y cuidadas. Las quiero mucho.

A la familia Barrera Tapia, mis tías Ale, Gina, Ana y Aurea, y a mi tío Enrique, son los mejores ejemplos a seguir. En los tiempos más difíciles me han enseñado lo que significa ser familia y cuidarnos entre todos. No hubiera llegado hasta aquí sin ustedes.

A mis primos y sobrinos. Con esfuerzo, dedicación, paciencia y amor las cosas pueden lograrse. Sigán adelante, aprendan y diviértanse.

A mi papá Fernando Rojas y mis tías Alicia y Rosa Rojas, así como a toda la familia Machuca-Jaimes-Umegido por apoyar todas mis ideas y creer en mí. **Papá**, gracias por tus conocimientos y ayuda, te quiero.

A la familia Iturbe Marqués. Su apoyo a mi familia me ha enseñado la clase de persona que quiero ser.

A mi mejor amiga, Rubí Herrera, por estar a mi lado en las buenas y en las malas, por recordarme siempre quién soy y a donde voy. Eres muy especial para mí.

A Ana C., Diana A., Lorena B., Lesly S., Victoria O., Gessel M., Ximena N., Luis A., Marisol F., Karen A., Arielle y Adriana, por su hermosa amistad y compañía en la carrera, por tantos momentos divertidos y por enseñarme a mejorar como persona. En especial gracias a Ana C. por ese amor incondicional que me has mostrado siempre.

A Ángela P., Cynthia F., Diana C., Sarabeth y Diana U., Atenas E., Gaby C., Carol, César, Lizeth H. y a la tía Sol; Delia, Norma y Herminia, por apoyarme y escucharme en innumerables ocasiones. Me han demostrado que con esfuerzo y dedicación muchas cosas pueden lograrse. Son como una segunda familia. Gracias por todo.

A Michel I., confiaste en mí y lo logré, estés donde estés, te deseo lo mejor.

“Escuchar antiguos relatos y leer libros sirve para prescindir de nuestras discriminaciones y abrazar las de nuestros ancestros”
Yamamoto Tsunetomo, Hagakure: El libro del Samurái

*“Es hora de que mires en tu interior y empieces a hacerte estas dos grandes preguntas:
¿Quién eres? y ¿Qué es lo que tú quieres?”*
-Avatar, the last airbender

ESTA TESIS ESTÁ DEDICADA A

Mi mamá, Monserrat Barrera Tapia

Mi hermano, Alonso Rojas Barrera

Mis tías Ale, Gina, Ana y Aurea, así como a mi tío Quique

Mis primos

Mis abuelas Petra, Ana y Alicia

Mi papá Fernando Rojas y mi tía Rosa

Rubí Herrera

Dra. Lucy Mora Palomino

Mis grandes amigos, prácticamente familia

La Facultad de Ciencias

La Universidad Nacional Autónoma de México



ÍNDICE

ÍNDICE.....	v
ÍNDICE DE FIGURAS	vi
ÍNDICE DE GRÁFICAS	vii
ÍNDICE DE TABLAS	vii
RESUMEN	1
ABSTRACT	2
I. Introducción	3
II. Antecedentes	4
2.1 Disposición de residuos sólidos en la CDMX.....	4
2.2 Historia del tiradero de Santa Cruz Meyehualco.....	5
2.3 Problemáticas que presenta actualmente el parque	8
2.4 Legislación de residuos sólidos y sitios de disposición final en México	9
2.5 Investigaciones que se han llevado a cabo en el sitio	11
III. Marco Teórico	13
3.1 Suelos urbanos	13
3.2 Características de los tecnosuelos	14
3.3 Funciones y servicios ecosistémicos que desempeñan los suelos	15
3.4 Principales riesgos en tiraderos y rellenos sanitarios rehabilitados.....	16
3.5 Metales pesados en el suelo y su fraccionamiento químico	18
IV. Justificación	21
V. Objetivos	21
VI. Hipótesis	21
VII. Materiales y métodos	22
7.1 Sitio de estudio.....	22
7.2 Selección de sitios de colecta de muestras	22
7.3 Determinación de las características del suelo en el laboratorio.....	25
7.3.1 Características físicas y químicas de los perfiles	25
7.4 Fraccionamiento de metales pesados.....	26
VIII. Resultados	28
8.1 Características de campo de los perfiles de suelo del Parque Cuitláhuac	28
8.1.1 Perfil 1.....	28
8.1.2 Perfil 2.....	30
8.1.3 Perfil 3.....	32
8.1.4 Perfil 4.....	34
8.1.5 Interpretación de las características del suelo.....	36
8.2 Características físicas y químicas de los perfiles.....	37
8.3 Estimación de la concentración de metales pesados, fracciones químicas y su riesgo de movilidad	45

IX. Discusión	53
9.1 Características físicas y químicas de los perfiles.....	53
9.2 Concentración total de los metales pesados, fracciones químicas y su riesgo de movilidad.....	55
9.2.1 Concentraciones totales de los metales pesados	55
9.2.2 Fraccionamiento químico de los metales pesados	55
9.2.3 Riesgo de movilidad de los metales pesados	58
9.3 Clasificación de los suelos de acuerdo con la WRB	59
9.4 Servicios ecosistémicos que ofrecen los suelos del Parque.....	60
X. Conclusiones	62
XI. Referencias	63
XII. Anexo	70
12.1 Riesgo de movilidad de los metales pesados por perfil	70
12.2 Muestras de referencia NIST 2710a y NIST 2711a	72
12.3 Otros métodos de extracción secuencial para metales pesados	73

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Esquema de un relleno sanitario
Figura 2.	Fotografía aérea en blanco y negro del antiguo tiradero a cielo abierto de Santa Cruz Meyehualco
Figura 3.	Fotografía aérea del Parque Cuitláhuac
Figura 4.	Plan Maestro del Parque Ecológico Cuitláhuac
Figura 5.	Laguna artificial del Parque Ecológico Cuitláhuac
Figura 6.	Fotografía del lago artificial del Parque Ecológico Cuitláhuac
Figura 7.	Funciones del suelo
Figura 8.	Potencial que tienen los suelos urbanos de cumplir sus funciones
Figura 9.	Imagen satelital del Parque Ecológico Cuitláhuac
Figura 10.	Cobertura vegetal en el Parque Ecológico Cuitláhuac
Figura 11.	Vegetación estable del Parque Ecológico Cuitláhuac
Figura 12.	Ubicación de los perfiles de suelo en el Parque Ecológico Cuitláhuac
Figura 13.	Fotografía de la excavadora utilizada para cavar los perfiles
Figura 14.	Fotografía del Perfil 1
Figura 15.	Excavación para obtener el Perfil 1
Figura 16.	Fotografía del Perfil 2
Figura 17.	Fotografía del área cercana al Perfil 2
Figura 18.	Fotografía del Perfil 3
Figura 19.	Fotografía del área cercana al Perfil 3
Figura 20.	Fotografía del Perfil 4
Figura 21.	Capas características de los perfiles

Figura 22.	Características físicas del perfil 1
Figura 23.	Características físicas del perfil 2
Figura 24.	Características físicas del perfil 3
Figura 25.	Características físicas del perfil 4
Figura 26.	Características químicas del perfil 1
Figura 27.	Características químicas del perfil 2
Figura 28.	Características químicas del perfil 3
Figura 29.	Características químicas del perfil 4
Figura 30.	Contenido de C, N y P en el perfil 1
Figura 31.	Contenido de C, N y P en el perfil 2
Figura 32.	Contenido de C, N y P en el perfil 3
Figura 33.	Contenido de C, N y P en el perfil 4

ÍNDICE DE GRÁFICAS

Gráficas 1-8.	Fraccionamiento químico de los metales pesados del perfil 1
Gráficas 9-16.	Fraccionamiento químico de los metales pesados del perfil 2
Gráficas 17-24.	Fraccionamiento químico de los metales pesados del perfil 3
Gráficas 25-32.	Fraccionamiento químico de los metales pesados del perfil 4
Gráficas 33-40.	Riesgo general de movilidad de los metales pesados de los perfiles
Gráficas 41-48.	Riesgo de movilidad de los metales pesados del perfil 1
Gráficas 49-56.	Riesgo de movilidad de los metales pesados del perfil 2
Gráficas 57-64.	Riesgo de movilidad de los metales pesados del perfil 3
Gráficas 65-72.	Riesgo de movilidad de los metales pesados del perfil 4

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.	Métodos para la caracterización física del suelo
Tabla 2.	Métodos para la caracterización química del suelo
Tabla 3.	Extracción secuencial empleada
Tabla 4.	Descripción del perfil 1
Tabla 5.	Descripción del perfil 2
Tabla 6.	Descripción del perfil 3
Tabla 7.	Descripción del perfil 4
Tabla 8.	Concentración total de los metales pesados encontrados en los perfiles
Tabla 9.	Comparación de los valores obtenidos del NIST2710a con los de referencia
Tabla 10.	Comparación de los valores obtenidos del NIST2711a con los de referencia

RESUMEN

El Parque Ecológico Cuitláhuac, localizado en la Delegación Iztapalapa, Ciudad de México, fue el principal tiradero de basura a cielo abierto de la ciudad, conocido como “Santa Cruz Meyehualco” de 1924 a 1948. Durante su clausura se esparcieron todos los residuos sólidos y se cubrieron con restos de construcciones y un material arcilloso negro, finalmente se colocó encima una capa de 30 cm de tepetate, con posteriores forestaciones y se habilitó como parque por disposición oficial del Gobierno del Distrito Federal en el 2003 (Schwanse *et al.*, 2014). Al haberse convertido en una superficie de área verde, se le considera como tecnosuelo, ya que se encuentra dentro de una zona urbana y está compuesto por materiales y residuos derivados de las actividades humanas (El Khalil *et al.*, 2013). En ocasiones este tipo de suelos puede implicar un riesgo de contaminación al darse la transferencia de contaminantes, como los metales pesados, hacia la vegetación y/o los mantos acuíferos y entrar en la cadena trófica (Huot *et al.*, 2013 y Howard, 2017). Sin embargo, la toxicidad y movilidad de los metales solo puede conocerse a partir del fraccionamiento químico, el cual está condicionado por las características físicas y químicas del suelo (Kabata-Pendias, A., 2011). El objetivo principal de este trabajo fue caracterizar el tecnosuelo del Parque Ecológico Cuitláhuac y evaluar el riesgo de movilidad de metales pesados.

Cuatro sitios dentro del parque fueron seleccionados para la caracterización de los perfiles de suelo *in situ* de acuerdo con Siebe *et al.* (2006) y la caracterización en laboratorio utilizando métodos estandarizados para suelos. En las mismas muestras se llevó a cabo la extracción secuencial de metales pesados (As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn) de acuerdo con Quevauviller *et al.* (2003) y el método 3051A de la EPA (2007).

Se encontró que los cuatro perfiles poseen tres capas características: una capa de suelo en superficie donde predominan los procesos de acumulación de materia orgánica *in situ*; la capa de tepetate y la capa de residuos de construcción, ambas usadas para el sellamiento de los residuos orgánicos e inorgánicos del tiradero. En general el contenido de arcilla aumenta con la profundidad (20-70%), así como el pH (7.03-9.42) por la presencia de los residuos de construcción, también poseen una alta CIC y contenido de bases intercambiables alto. Todas estas características son de gran importancia para la capacidad de retención de metales pesados del suelo. Ninguna de las capas presenta problemas de compactación y salinidad. Las concentraciones totales de los metales pesados en todas las muestras no superan los límites establecidos por la norma mexicana, por lo que el sitio no está contaminado. No obstante, se encontraron concentraciones solubles en ácido altas de arsénico que van de 1.12 a 1.67 mg/kg. El riesgo de movilidad de los metales analizados en todos los perfiles es As>Pb>Co>Zn>Cd>Cu>Ni>Cr, siendo As y Pb los elementos con el mayor riesgo de movilidad. Por su fraccionamiento químico, As y Pb provienen de los residuos de construcción, mientras que los demás elementos son de origen litogénico relacionados al tepetate y el material arcilloso empleados en la clausura del tiradero. Por todas estas características, los perfiles están clasificados dentro de la Base de Referencia Mundial del Suelo WRB (2014) como Tecnosuelos Úrbicos Transpórticos con potencial de ser tóxicos y presentar condiciones reductoras a profundidad.

ABSTRACT

The Cuitláhuac Ecological Park located in the borough of Iztapalapa, Mexico City, was constructed over the former Santa Cruz Meyehualco open sky dump that functioned from 1924 to 1948 as one of the principal recipients of solid waste of the capital. During the dumpsite closure, construction debris and a black clayey material were placed over the solid wastes, and, on top of these, a layer of 30 cm of tepetate. With further afforestation, the park was open to the public in 2003 (Schwanse et al., 2014). Considering the history of the site, the soil of the park can be considered as a technosol, which are soils found within urban areas composed of different materials, resulting from human activities (El Khalil et al., 2013). These soils can be recipients of a variety of pollutants, including heavy metals which can be released into the environment and constitute a potential risk of contamination of the food chain (Huot et al., 2013 and Howard, 2017). However, to assess the toxicity and mobility risk from a given heavy metal it is not sufficient solely to use the total metal content, instead its necessary to evaluate the heavy metal fractions which depends on the soil parameters (Kabata-Pendias, A., 2011). The aim of this study was to assess the characteristics of the technosol of the Cuitláhuac Ecological Park and evaluate the heavy metal mobility risk.

According to a geospatial study of the park that indicated the areas in which the vegetation remained unchanged from 2000 to 2016 (López, 2017), four soil profiles within these areas were dug by an excavator to a maximum depth of 200 cm and described according to Siebe et al. (2006), also samples were collected and characterized using the standardized methods of the “Laboratorio de Edafología Experimental” property of the Institute of Geology at the UNAM. The total heavy metal contents (As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn) and its sequential extractions were determined using Quevauviller et al. (2003) and EPA-3051A (2007) methods by inductively coupled plasma optical emission spectrometer Perkin-Elmer Optima 8300.

The results showed that all soil profiles have three characteristic layers: the first one formed since the closure of the dumpsite, then the tepetate layer and the layer corresponding to the construction debris. The clay content increases with depth (20-70%), as well as the pH (7.03-9.42) given the presence of construction debris, the exchangeable cations and cation exchange capacity were very high, all these properties have a positive influence on metal retention and therefore, the soils of the park have a high metal binding capacity. The studied technosols can generally be considered to be unpolluted, since the total heavy metal concentrations didn't exceed the maximum allowable limits established by Mexican government. However, elevated concentrations of acid-soluble fraction of As were observed within the last horizons of all the profiles which were ranging from 1.12 to 1.67 mg/kg, The mobility order of the studied metals is As>Pb>Co>Zn>Cd>Cu>Ni>Cr, and the potentially most mobile elements are As and Pb, given their high concentrations in acid-soluble and reducible fractions, respectively, the rest of the elements have a high proportion of the residue fraction indicating that are strongly bound to soil minerals. According to the data of the soil profiles and using the Classification of the World Reference Base for Soil Resources WRB (2014) the soils of the park were classified as Transportic Urbic Technosols. Nevertheless, further studies are needed to assess the possible arsenic pollution and evaluate the reduced conditions in the deepest layers.

I. Introducción

En la CDMX se encuentra el Parque Ecológico Cuitláhuac, el cual fue el tiradero a cielo abierto, conocido como “Santa Cruz Meyehualco”, que empezó sus actividades en 1924 de forma clandestina y que hasta el momento de su clausura en 1984 contaba con 150 hectáreas. En 1979 recibía más de 6400 ton/día de basura, acomodados en pilas de casi 100 metros. Este sitio recibía cerca del 67% de la basura recolectada de la ciudad, que incluía residuos domésticos, industriales, de construcción y hospitalarios (Plancarte, 2016 y Schwanse, 2014). En 1981, después de un gran incendio que persistió durante varios días, el gobierno del Distrito Federal decidió convertir este tiradero en un relleno sanitario, pero la cantidad de basura y la altura que alcanzaba no lo permitió, por lo que para 1984 este sitio fue clausurado, la basura de más de 20 metros de espesor se cubrió con materiales de escombros y desechos de construcciones y un material arcilloso negro, sobre lo anterior se agregó una capa de 30 cm de tepalcates, quedando a partir de ese momento en relativo abandono. También se hicieron pozos de venteo de biogás, pero no se hizo un sistema de extracción de lixiviados. Se decidió que el predio se convertiría en un parque y el terreno se dividió en dos partes, la zona norte que es el área infantil y la zona sur, nombrada en el 2012 como Parque Ecológico Cuitláhuac (Castillo, 1990; Mora, 2004; Plancarte, 2016 y Schwanse, 2014).

De acuerdo con la Ley de Residuos sólidos del Distrito Federal los sitios de disposición final al término de su vida útil son destinados únicamente como parques, jardines, centros de educación ambiental o sitios para el fomento de la recreación y la cultura (Asamblea Legislativa del Distrito Federal, 2003). Al haberse habilitado este antiguo tiradero como superficie de área verde, agregando sustratos para permitir el crecimiento de la vegetación, se puede considerar que cumplen la función de un suelo y se les denomina suelos urbanos o tecnosuelos, debido a que se encuentran en áreas urbanas y suburbanas y están compuestos por materiales y residuos derivados de las actividades humanas (El Khalil *et al.*, 2013). Algunos materiales que contienen estos suelos implican un riesgo importante de contaminación, ya que puede existir la transferencia de diversos metales hacia la vegetación y/o los mantos acuíferos y entrar en la cadena trófica (Huot *et al.*, 2013 y Howard, 2017).

El trabajo aborda los antecedentes que dan lugar a la formación de los suelos artificiales (Tecnosuelos) y presenta la caracterización física y química de los suelos en cuatro perfiles dentro del parque Cuitláhuac. Así mismo se incluye un apartado específico de la concentración de metales pesados en los suelos, haciendo énfasis en el riesgo de movilidad de estos.

II. Antecedentes

2.1 Disposición de residuos sólidos en la CDMX

La Ciudad de México es el segundo estado más poblado del país, de acuerdo con el Censo Nacional de Población y Vivienda del 2010 la CDMX cuenta con 8 851 080 habitantes, que representa el 30% de la población a nivel nacional, también tiene diversos centros de estudio, culturales, de recreación, laborales, etc. Este estilo de vida se ve reflejado en la cantidad de recursos que se consumen y en los residuos sólidos que se generan. En el 2015 se generaron 12, 843 toneladas diarias de basura, de las cuales 8, 677 toneladas eran enviadas a diario hacia los rellenos sanitarios autorizados (Noyola *et al.*, 2015).

Los rellenos sanitarios son el método más común para el manejo de residuos, desde los años 70's en países como Inglaterra y Estados Unidos, se usaban para la disposición final de los residuos sólidos municipales, son excavaciones hechas por el hombre, en donde los desechos eran cubiertos una vez finalizado el día de operación. Sin embargo, para los 90's se cambió el modo de disposición, a una forma de compartimientos totalmente aislados del medio ambiente en celdas individuales cubiertos por una geomembrana, además de contar con sistemas de extracción de lixiviados y de biogás (Figura 1). Este mismo método fue empleado en México desde los 80's (Mora, 2004 y Sarsby, 2013). A continuación, se muestra una representación esquemática de un relleno sanitario.

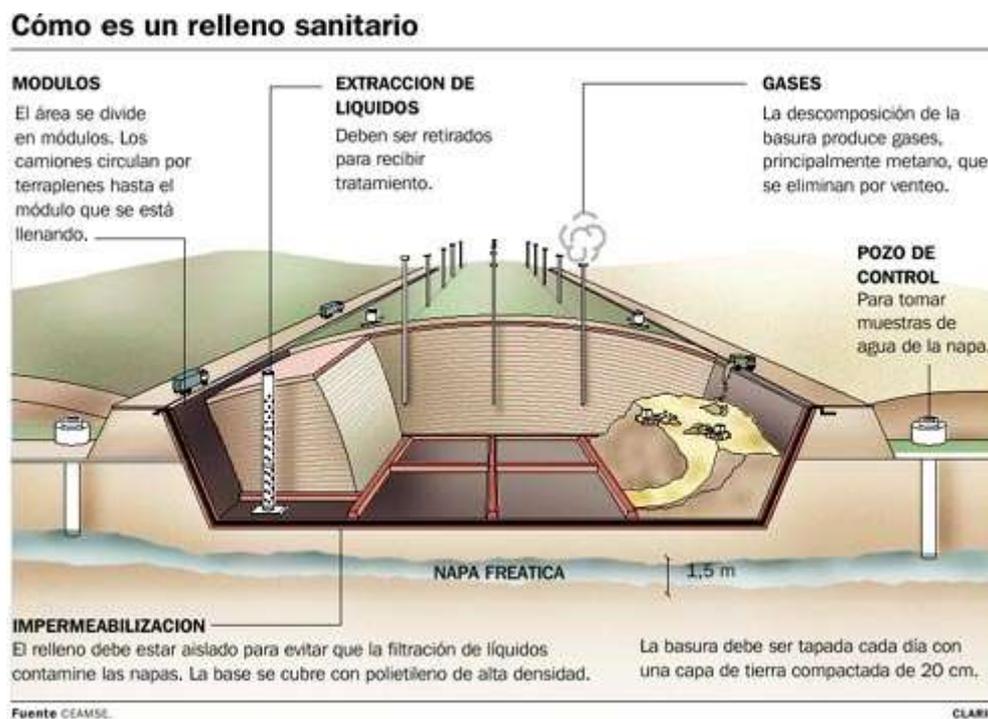


Figura 1. Esquema de un relleno sanitario. Fuente: Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado (CEAMSE, 2012)

Existe una jerarquización para el manejo integral de residuos sólidos, que es la siguiente: (1) reducción en la fuente, (2) reciclaje, (3) revalorización, utilización o transformación, (4) y relleno sanitario. El relleno sanitario es el último medio deseable para el manejo de residuos, debido a que aquí se recibe la basura restante de las etapas antes mencionadas (SEDESOL, 1996). Por lo anterior es necesario tomar medidas precautorias en la

construcción de los rellenos sanitarios, pero si no son las adecuadas pueden generar problemas de contaminación debido a la liberación de gases, lixiviados o polvo (Kim et al., 2011). Existen rellenos sanitarios y tiraderos a cielo abierto que fueron creados hace mucho tiempo, cuando el entendimiento sobre su impacto en el ambiente y la salud de los seres vivos era casi nulo y que, tras su clausura, se encuentran abandonados o con cuidado mínimo, como lo es el caso del sitio de estudio, el Parque Ecológico Cuitláhuac, que lleva en abandono más de 30 años.

2.2 Historia del tiradero de Santa Cruz Meyehualco

Durante la época prehispánica, esta zona pertenecía al Antiguo Lago de Texcoco, rodeado por los pueblos de Aztahuacan y Meyehualco. Para 1850, se terminó la construcción de la Calzada de Puebla, de esta forma se creó el lago de Santa Marta que para 1930 ya había desaparecido. Actualmente la disposición final de residuos sólidos de manera legal es únicamente mediante rellenos sanitarios, sin embargo, existen también tiraderos clandestinos que pueden crearse de un día para otro en lotes desocupados. Este fue el caso del tiradero a cielo abierto de Santa Cruz Meyehualco que empezó sus actividades de forma clandestina en 1924 (Plancarte, R. 2016).

En 1935 se instalaron torres de la línea de transmisión de la antigua compañía mexicana Luz y Fuerza, estas mismas torres todavía se encuentran sobre el eje 6 y el parque Cuitláhuac. En 1948 se volvió oficialmente el tiradero a cielo abierto más grande de la Ciudad de México (y del mundo en su tiempo), medía 150 hectáreas y tomaba su nombre del pueblo de Santa Cruz Meyehualco. En 1950 se crearon las unidades habitacionales de Santa Cruz Meyehualco que serían para los pepenadores del tiradero, durante esta época se depositaban más de 500 ton/día en este tiradero. Para 1970 había cerca de 7, 000 habitantes en la zona y la mitad se dedicaba a la pepena de basura, en 1979 el tiradero recibía más de 6400 ton/día de basura, acomodadas en pilas de casi 100 metros de altura y representaban el 67% de la basura recolectada de la ciudad (Plancarte, 2016 y Schwanse, 2014). En la figura 2, puede apreciarse una fotografía aérea en blanco y negro del predio en 1970, escala 1:25, 000.

A este tiradero eran enviados residuos como: papel, cartón, latas, envases de tetrapack, cuero, papel estaño, madera, material de construcción, vidrio, trapos, plástico, fierro, hule espuma, etc. (Deffis, 1989). Muchos de estos desechos contenían metales pesados, un ejemplo son las pinturas a base de plomo o soldaduras a base de resina e incluso materiales de sellado y adhesivos que contienen mercurio. Ciertos aceites para motor pueden contener arsénico. El arsenato de sodio era usado como insecticida contra las garrapatas (House hold products database, 2016).



Figura 2. Fotografía aérea en blanco y negro del antiguo tiradero a cielo abierto de Santa Cruz Meyehualco. Fuente: Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 1970).

Los límites de la ciudad comenzaron a sobrepasar el terreno del tiradero de Santa Cruz Meyehualco, había fuertes olores y presentaba un riesgo a la salud pública, pero fue hasta 1981 tras un gran incendio que persistió durante varios días, que en 1982 el gobierno del Distrito Federal decidió convertirlo en un relleno sanitario, pero la cantidad de basura y la altura que alcanzaban no lo permitió, por lo que para 1984 se cerraron este y seis más de los 8 tiraderos que existían en la Ciudad de México. Para clausurar el sitio se esparcieron todos los residuos sólidos, después se cubrieron con restos de construcciones (algunas provenientes del terremoto de 1985), un material arcilloso negro y finalmente se cubrió con 30 cm de tepetate. También se construyeron pozos de venteo de biogás, pero no se hizo un sistema de extracción de lixiviados (Castillo, 1990; Mora, 2004; Plancarte, 2016 y Schwanse, 2014). De acuerdo con el estudio realizado por la FES ZARAGOZA de la UNAM, el espesor de la capa de desechos es de 20 metros y debajo se encuentra el lecho lacustre del Lago de Santa Marta (Arteaga *et al.*, 2005).

Se decidió que el predio se convertiría en un parque, para lo cual el terreno se dividió en dos partes, divididas por el eje 6: la zona norte que es el área infantil y la zona sur, que se refiere al área deportiva, conformándose así el Parque Cuitláhuac (Figura 3). Se plantaron especies exóticas sin tener en cuenta el tipo y condiciones del suelo: eucaliptos, casuarinas y álamos, además de otras especies como el calistemo, ocotillo, retama, ciprés italiano, acacias, liquidámbar y agaves (López, 2012). El problema durante la primera forestación fue que el 95% de los árboles plantados murieron (Castillo *et al.*, 1987). En el 2001 ocurrió una plaga que acabó con casi la mitad de todos los eucaliptos que se encontraban en el parque.

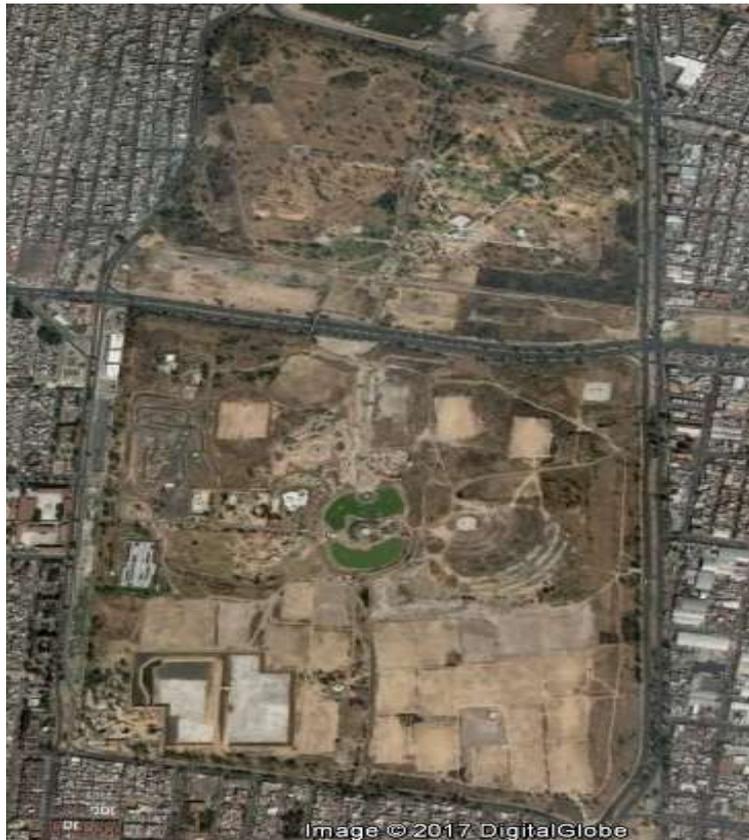


Figura 3. Fotografía aérea del Parque Cuitláhuac, la zona norte dedicada al área infantil y la zona sur como el área deportiva. Fuente: Google Earth, 2017

El 5 de enero del 2003 se inauguró oficialmente el Parque Cuitláhuac, para el 2010 se presentó ante la Jefatura Delegacional de Iztapalapa, el Plan Maestro del Nuevo Parque Ecológico Cuitláhuac (Figuras 4 y 5), se trataba de un plan que contemplaba la construcción de sitios recreativos, juegos infantiles, lagunas artificiales, oficinas, una granja, albercas, juegos infantiles, una zona deportiva (trotapista y gimnasios), tirolesa, rapel, un campo de béisbol, anfiteatro, pista de *go-karts* y un laberinto de setos, este último ya no existe. También se plantaron especies como: yucas, jacarandas y retamas, palmas, ficus y topiarios (Schwanse, 2014).

A finales del año 2015, el gobierno de la Ciudad de México anunció la construcción de una laguna de regulación en la zona suroeste del parque para evitar las inundaciones en las colonias aledañas.



Figura 4. Plan Maestro del Parque Ecológico Cuitláhuac. Fuente: Schwanse, 2014.



Figura 5. Laguna artificial del Parque Ecológico Cuitláhuac. Fuente: Reflexión 24 Iztapalapa (s.f)

2.3 Problemáticas que presenta actualmente el parque

Existen riesgos en los sitios de disposición final para el medio ambiente y los seres vivos, como son: la erosión del suelo por acción del viento, contaminación del suelo y de acuíferos, emisión de gases de efecto invernadero, generación de incendios y efectos severos en la salud (City of Fremantle Council, 2001). Este tema se abordará a detalle en el apartado 3.4 titulado “Principales riesgos asociados a tiraderos a cielo abierto rehabilitados” de esta tesis.

Muchos de estos riesgos fueron observados en el estudio realizado por la FES Zaragoza (Arteaga *et al.*, 2005) y varios suceden hoy en día, los más evidentes a simple vista son las tolvaneras que erosionan el suelo, la baja supervivencia de la vegetación, los incendios que ocurren con regularidad en tiempos de sequía y la emisión de gases de efecto invernadero. Estos gases están atrapados en burbujas debajo de la geomembrana del

lago artificial (Figura 6), la cual se encuentra rodeada de juegos infantiles, oficinas, centros educativos y de entretenimiento, sumado a estos riesgos, está el metano, que es un gas altamente inflamable. En las orillas de la laguna se encuentran letreros que prohíben generar fuego.



Figura 6. Fotografía del lago artificial del Parque Ecológico Cuitláhuac, en la cual se pueden observar las burbujas de gas que se formaron debajo de la geomembrana que cubre el lago (círculo rojo).

2.4 Legislación de residuos sólidos y sitios de disposición final en México

Durante mucho tiempo los sitios de disposición final en el país no estuvieron regulados por ninguna ley, tampoco disponían de inventarios oficiales y bastaba con que estos lugares estuvieran lejos de las ciudades para evitar efectos adversos a la salud (Arteaga *et al.*, 2005). Sin embargo, estos sitios aun clausurados deben de cumplir con ciertos lineamientos de las diversas leyes que a continuación se enuncian, principalmente para que la población y los tomadores de decisiones conozcan su papel de participación en sitios como estos, así como tener conocimiento de las características de los residuos sólidos sepultados en estos predios y, determinar si existe un riesgo de movilidad de contaminantes al medio ambiente, de ser así, establecer quiénes deberán de tomar medidas de saneamiento o descontaminación. Además, este tipo de leyes permite conocer los diversos usos que puede tener un predio con estos antecedentes. Por lo tanto, en materia ambiental y para los propósitos de este estudio, dados los antecedentes del Parque Ecológico Cuitláhuac y un especial énfasis en temas de contaminación, destacan las siguientes leyes y normas mexicanas:

- Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al ambiente (Congreso de la Unión, 1988)

Uno de sus principales objetivos es la prevención y el control de la contaminación del aire, agua y suelo.

ARTÍCULO 134.- Para la prevención y control de la contaminación del suelo, se considera: (I) corresponde al estado y la sociedad prevenir la contaminación del suelo, (V) en los suelos contaminados por la presencia de materiales o residuos peligrosos, deberán llevarse a cabo las acciones necesarias para recuperar o restablecer sus condiciones, de tal manera que puedan ser utilizados en cualquier tipo de actividad prevista por el programa de desarrollo urbano o de ordenamiento ecológico que resulte aplicable.

ARTÍCULO 136.- Los residuos que se acumulen o puedan acumularse y se depositen o infiltren en los suelos deberán reunir las condiciones necesarias para prevenir o evitar la contaminación del suelo, las alteraciones nocivas en el proceso biológico de los suelos, las alteraciones en el suelo que perjudiquen su aprovechamiento, uso o explotación, y riesgos y problemas de salud.

- Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (Congreso de la Unión, 2003)

Artículo 70.- Los propietarios o poseedores de predios de dominio privado y los titulares de áreas concesionadas, cuyos suelos se encuentren contaminados, serán responsables solidarios de llevar a cabo las acciones de remediación que resulten necesarias, sin perjuicio del derecho a repetir en contra del causante de la contaminación.

Artículo 73.- En el caso de abandono de sitios contaminados con residuos peligrosos o que se desconozca el propietario o poseedor del inmueble, la Secretaría, en coordinación con las entidades federativas y los municipios, podrá formular y ejecutar programas de remediación, con el propósito de que se lleven a cabo las acciones necesarias para su recuperación y restablecimiento y, de ser posible, su incorporación a procesos productivos.

- Ley de Residuos sólidos del Distrito Federal (Asamblea Legislativa del Distrito Federal, 2003)

Artículo 27. La Secretaría elaborará y mantendrá actualizado, un inventario que contenga la clasificación de los residuos sólidos y sus tipos de fuentes generadoras, con la finalidad de: III. Dar a conocer la relación existente entre las características físicas, químicas o biológicas inherentes a los residuos sólidos, y la probabilidad de que ocasionen o puedan ocasionar efectos adversos a la salud humana, al ambiente o a los bienes en función de sus volúmenes, sus formas de manejo y la exposición que de éste se derive.

Artículo 54. Los rellenos sanitarios que hayan cumplido su vida útil se destinarán únicamente como parques, jardines, centros de educación ambiental o sitios para el fomento de la recreación y la cultura

- Ley Ambiental de Protección a la Tierra en el Distrito Federal (Asamblea Legislativa del Distrito Federal, 2000)

Artículo 86 Bis 5. Los habitantes del Distrito Federal tienen las siguientes responsabilidades para con la Tierra y sus recursos naturales: VII. A vivir libre de contaminación. A la preservación de la Tierra de contaminación de cualquiera de sus componentes, así como de residuos tóxicos y radiactivos generados por las actividades humanas.

Artículo 87. Corresponde a las Delegaciones la construcción, rehabilitación, administración, preservación, protección, restauración, forestación, reforestación, fomento y vigilancia de las áreas verdes en su territorio.

Artículo 111. Para la conservación, restauración, protección y aprovechamiento sustentable del suelo en el territorio del Distrito Federal, se considera: V. La acumulación

o depósito de residuos constituye una fuente de contaminación que altera los procesos biológicos de los suelos.

ARTÍCULO 163. Para la prevención y control de la contaminación del suelo: II. Deben ser controlados los residuos que constituyan la principal fuente de contaminación de los suelos y VII. En los suelos contaminados, deberán llevarse a cabo las acciones necesarias para recuperar o restablecer sus condiciones.

- NOM-083-SEMARNAT-2003 (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2003).

Esta norma establece las especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial.

Apartado 9. Clausura del sitio

9.1 La conformación final del sitio debe de contemplar: estabilidad de taludes, características de la cobertura final de clausura, drenajes superficiales y la infraestructura para el control de lixiviados y el biogás.

9.2. Cobertura final: esta debe de aislar los residuos, controlar la infiltración de líquidos en las celdas, controlar la liberación del biogás generado, minimizar la erosión

9.5. Uso final del sitio de disposición final: el sitio sólo se podrá utilizar para áreas verdes como parques y jardines siempre y cuando se garantice la integridad y seguridad de los usuarios.

9.6. Requisitos mínimos para la clausura: contar con estudios topográficos, contar con drenes perimetrales al pie de los taludes del sitio, para la captación de los lixiviados y la canalización para el control de estos, contar con infraestructura para la captación y quemado de biogás, contar con drenaje pluvial

- NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2004).

Esta norma establece los 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. Presenta las concentraciones de referencia totales por tipo de uso de suelo (agrícola, residencias y comercial; uso industrial), las cuales deben de ser comparadas con las concentraciones totales obtenidas en este estudio.

2.5 Investigaciones que se han llevado a cabo en el sitio

Las investigaciones que se presentan a continuación se refieren a las tesis que se realizaron en la zona Norte (área recreativa) del Parque Cuitláhuac y un estudio realizado por la FES Zaragoza de la UNAM en la zona Sur, todos enfocados a la investigación de las características del suelo del parque.

Galván, M. (1995) realizó la caracterización de los desechos sólidos y se analizaron las concentraciones de Cd, Zn, Cr, Pb, Co, Fe y Cu (intercambiables y totales). En la tesis se concluye que la concentración total de Fe, Zn, Cr, Pb, Cu y Co rebasaban las normas establecidas, se encontró también que el pH (8.5-10.3) no permite que muchos de los

metales se movilizan, sin embargo, bajo las condiciones reductoras del sitio (por debajo de los 7 metros de profundidad), se forman sulfuros que son relativamente solubles y que podrían contaminar los mantos acuíferos. De acuerdo con los resultados obtenidos se estimó que, durante todos los años de servicio del basurero, la acumulación de metales pesados en el suelo fue de 80 Kg Fe/ton, 11 Kg Zn/ton, 8 Kg Cr/ton, 5 Kg Pb/ton, 3 Kg Cu/ton, 0.2 Kg Co/ton, 0.2 Kg Ni/ton y 0.3 Kg Cd/ton.

En el 2005 Duarte encontró que las características del suelo de este sitio eran favorables para el establecimiento de la cubierta vegetal arbórea (con el género *Acacia*) y que la principal limitante para su desarrollo era la disponibilidad de agua.

En el 2005 la Delegación Iztapalapa encargó a la FES Zaragoza (Arteaga *et al.*, 2005) una valoración del parque, en este estudio se abordaron distintos temas, como la emisión de gases, las características físicas y químicas del suelo, metales pesados en lixiviados, vegetación dominante, análisis de ortofotos e imágenes compuestas, la estratigrafía del sitio. Se encontró que la capa de basura tiene 20 metros de espesor y puede encontrarse a partir del metro y veinte centímetros de profundidad. Los lixiviados, a pesar de ya no encontrarse en superficie, están a partir de los 7-8 metros de profundidad. La conclusión más importante de este estudio es la siguiente:

“De acuerdo con todas nuestras observaciones, recomendaciones y análisis de información principalmente de campo; el Ex tiradero Sta. Cruz Meyehualco debe ser cerrado totalmente” (Arteaga *et al.*, 2005)

Ceja, D. (2011) propuso la inserción de distintas especies y su establecimiento como cubierta vegetal. Además, analizó las características edafológicas de muestras de suelo superficiales y no se analizaron metales pesados. Domínguez, C. y Hernández G. (2011) analizaron el establecimiento de la vegetación a partir de las características de muestras de suelo superficiales, sin embargo, no se analizaron metales pesados. El objetivo principal de estas dos tesis fue identificar las características edáficas para el establecimiento de las especies vegetales. Estos tres autores encontraron que el principal problema para el crecimiento de la vegetación era la falta de agua y los incendios recurrentes en época de sequía, pero que bajo las condiciones del suelo como un elevado pH (6.9-8.3), conductividad eléctrica de 0.74-1.76 dS/m y texturas del suelo principalmente francas, algunas especies de agave y tamarix lograban sobrevivir.

López, V. (2012) evaluó el establecimiento de la cubierta vegetal con especies arbóreas como ciprés, retama, liquidámbar y arbustos como *callistemon citrinus* (escobillón rojo) y encontró que, a pesar del elevado pH (6.7-8.6) y la falta de agua, la vegetación podía crecer sin complicaciones. También se analizaron los siguientes metales intercambiables en el suelo: Al, Cd, Cu, Fe, Ni, Pb y Zn; ninguno de ellos a excepción del Cd que excedía los límites establecidos a nivel nacional para irrigación de cultivos con agua residual.

Muñoz, G. (2013) analizó metales en forma intercambiable en muestras de suelo superficial (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Se y Zn). Estos se encontraron en diversas concentraciones y solamente Mn, Cu y Se excedían los valores de la NOM-021-RECNAT-

2000 y otros estándares internacionales. Ellos mencionan que el principal problema del parque en su momento eran los incendios recurrentes y la falta del recurso hídrico.

Una vez que el sitio es rehabilitado como parque, desde 1995 se evidencia una preocupación en la comunidad científica del riesgo a la contaminación por metales pesados, ya que como lo identificó Galván 1995, en su momento los residuos sólidos contenían concentraciones de metales totales por arriba de normas establecidas.

III. Marco Teórico

3.1 Suelos urbanos

De acuerdo con la Sociedad Americana de la Ciencia del Suelo (SSSA, 2008), el suelo puede definirse como el material mineral y/o orgánico no consolidado en la superficie de la tierra, que ha estado sometido por diversos procesos físicos, químicos y/o biológicos y está conformado por una parte sólida, líquida y gaseosa. Se le puede diferenciar en capas u horizontes, que pueden distinguirse entre sí por procesos pedogenéticos (entradas y salidas, límites, transformaciones y translocaciones).

Los factores formadores de suelo son: el clima, el relieve, la actividad de los organismos, el material parental y el tiempo (Jenny, 1941), pero recientemente se ha considerado al ser humano como otro factor formador de suelo. En la Base Referencial Mundial del Recurso Suelo (IUSS-WRB), se reportan en total 32 grupos de suelos de referencia, entre ellos destacan dos grupos debido a la alta influencia antropogénica que tienen, los cuales son los antroposoles y los tecnosuelos (Howard, 2017).

Los suelos urbanos son los que se desarrollan en las áreas urbanas y suburbanas y que están compuestos por diversos materiales y residuos originados por el hombre, llamados artefactos (El Khalil *et al.*, 2013). La primera vez en que se hizo mención a los suelos urbanos, fue en 1847 en un libro escrito por Ferdinand Senft en el que hablaba de los suelos en ambientes urbanos, industriales y mineros con baja fertilidad debido a desechos tóxicos que eran depositados en estos lugares (Lehmann *et al.*, 2007).

En general, los antroposoles son suelos que han estado sometidos bajo una intensa actividad agrícola, mientras que los tecnosuelos son aquellos en los que están presentes materiales artificiales y pueden encontrarse en casi cualquier punto de una ciudad, parques, minas y zonas industriales (Huot *et al.*, 2013). Los procesos pedogenéticos y las propiedades de los tecnosuelos están dominadas por el material parental artificial y un volumen de artefactos $\geq 20\%$ que contengan en los primeros 100 cm del perfil del suelo, lo anterior también puede indicar el tipo de uso que tienen y/o que se les daba. En ocasiones implican un riesgo importante ya que puede existir la translocación y transferencia de contaminantes dentro del perfil del suelo o hacia la vegetación y entrar en la cadena trófica (Huot *et al.*, 2013 y Howard, 2017).

Una característica de los tecnosuelos son los artefactos que contienen y cuyo tamaño es mayor a 2 mm, estos artefactos pueden provenir de residuos de construcción, industria, del hogar o incluso de sitios arqueológicos (Howard, 2017). De acuerdo con la Base

Referencial Mundial del Recurso Suelo WRB (IUSS-WRB, 2014), se otorga la clasificación de tecnosuelo si el perfil posee las siguientes características: siempre que cumpla el requisito de contar con > 20% en volumen de artefactos en los 100 cm superiores de la superficie del suelo o hasta roca continua, material duro técnico o una capa endurecida o cementada.

3.2 Características de los tecnosuelos

Los tecnosuelos se caracterizan por el material parental artificial y el volumen de artefactos que contienen. Andreas Lehmann y Karl Stahr, en el 2007 sugirieron una clasificación de los suelos urbanos de acuerdo con su grado de perturbación:

- Suelos influenciados por la actividad humana: contienen poca o nula cantidad de artefactos, normalmente son suelos que han sido mezclados con materiales de excavación o que han sido transportados a otros lugares y que poseen un grado de desarrollo bajo.
- Suelos que han sido modificados por la actividad humana: suelen ser suelos alcalinos, con altos contenidos de materia orgánica, además de tener fragmentos gruesos y un mayor grado de desarrollo. Colocados sobre suelos naturales. Las capas superiores suelen modificarse constantemente debido a la erosión eólica o hídrica, o bien por la contaminación humana. Los límites entre los horizontes suelen estar bien diferenciados, pero pueden ser irregulares o estar inclinados.
- Suelos hechos por el humano: están hechos de materiales antropogénicos y contienen una gran cantidad de artefactos en varios horizontes del perfil. Sus propiedades derivan del material parental artificial. Pueden encontrarse debajo de caminos sellados.

La pedogénesis (formación de suelo) es el resultado de las entradas, salidas, translocaciones y transformaciones de materiales, que se ven influenciados por los cinco factores formadores de suelo, sin embargo, las actividades humanas pueden modificar estos procesos formadores e incluso alterar o detener la pedogénesis, con el sellamiento o recolocación de suelos, la minería, los residuos sólidos urbanos y de construcción (El Khalil *et al.*, 2013 y Howard, 2017).

En los tecnosuelos, la pedogénesis suele ser más acelerada que en los suelos naturales, debido a que el material parental artificial puede reaccionar químicamente más rápido o los fragmentos finos pueden servir como sitios de intercambio catiónico (Huot *et al.*, 2013). Indicadores de pedogénesis en los tecnosuelos pueden ser la acumulación de materia orgánica en las capas superiores y la formación de óxidos de hierro, sulfatos o minerales arcillosos secundarios (Sere *et al.*, 2010). También pueden tener un enriquecimiento de elementos y compuestos químicos a través de la lluvia ácida, fertilizantes, agua tratada, lixiviados de residuos sólidos, pinturas, etc. (Howard, 2017) Además, los materiales que los componen influyen en sus características físicas y químicas, por ejemplo, en unos depósitos de hierro en Francia, se encontró que el suelo estaba enriquecido en Mn, Pb, Zn, Ba, Sn, Sr, As, Cu, Sb, Ni, Cd y V, esto se debía principalmente a la composición de la materia prima introducida en los altos hornos (así como los residuos) y en los procesos industriales (Huot *et al.*, 2013). En este mismo estudio, compararon las características del tecnosuelo clasificado como un Tecnosuelo

Espólico (calcárico, láxico, hídrico, tixotrópico, ándico y tóxico) con suelos naturales de composición y mineralogía similar, como los Andosoles y suelos calcáricos, es decir, que un tecnosuelo puede presentar características de diversos suelos naturales y ser diferentes a los suelos naturales que los rodean.

3.3 Funciones y servicios ecosistémicos que desempeñan los suelos

Una parte importante al caracterizar el suelo es conocer sus funciones y los servicios ecosistémicos que puede otorgar, debido a que el suelo puede ser interpretado como un capital natural o un *stock* que produce un flujo sostenible de bienes y servicios útiles (Adhikari *et al.*, 2016), por lo que el suelo debería de formar parte de la toma de decisiones y normatividad de cualquier país. La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2015), señala a los servicios que provee el suelo, como los que permiten la vida en la Tierra (Figura 7).



Figura 7. Funciones del suelo. Fuente: FAO, 2015.

Las funciones y servicios pueden evaluarse mediante indicadores, como son el pH, estabilidad de agregados, densidad aparente y real, contenido de materia orgánica y carbono, respiración del suelo, etc (Doran *et al.*, 1994). Las funciones y servicios ecosistémicos de los suelos urbanos han sido estudiadas por varios grupos e instituciones, como el grupo de estudio “Suelos Urbanos: suelos en áreas urbanas, industriales, de tránsito y militares” (SUITMA, siglas en inglés) fundado en 1998, por parte de la Unión Internacional de Ciencias del Suelo. Este grupo propone una jerarquización de los SUITMAs de acuerdo al potencial de cumplir las funciones ecológicas del suelo sobre todo como soporte de vegetación (Figura 8), considerando 4 grandes grupos: suelos pseudonaturales con vegetación, suelos construidos con vegetación, sitios de disposición

de residuos, suelos pavimentados o sellados, cuyas funciones van decreciendo en ese orden (Morel *et al.*, 2015).

Además, la Comisión Europea (2010) elaboró una lista de las funciones del suelo que deberían de existir en ambientes con una influencia antropogénica marcada: (i) soporte para el crecimiento de plantas, (ii) transformador, filtro y amortiguador de sustancias, (iii) soporte para la biodiversidad y mantenimiento del pool genético, (iv) regulación del ciclo del agua y de los ciclos biogeoquímicos, (v) desarrollo y soporte de la infraestructura humana, (vi) preservación del patrimonio geológico, cultural e histórico y (vii) provisión de materia prima.

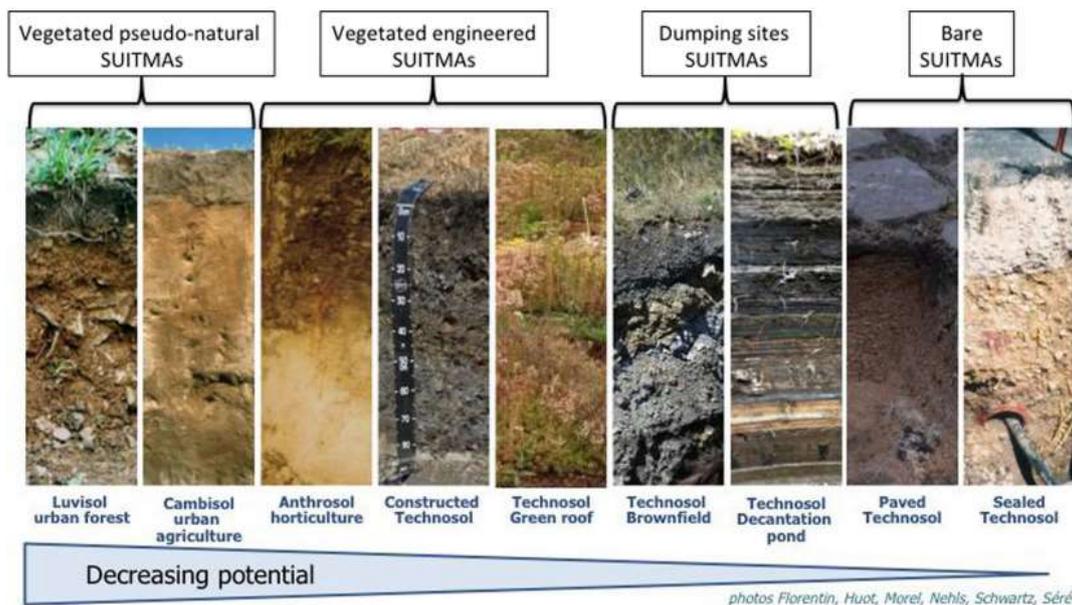


Figura 8. Potencial que tienen los suelos urbanos de cumplir sus funciones. Fuente: Morel *et al.*, 2015.

3.4 Principales riesgos en tiraderos y rellenos sanitarios rehabilitados

Los rellenos sanitarios y tiraderos a cielo abierto son los últimos medios deseables para el manejo de la basura, debido a que allí se reciben los residuos que no pudieron ser reciclados. Esto hace que se tomen medidas precautorias en su construcción, ya que, si no son cuidados adecuadamente, pueden generar problemas de contaminación debido a la liberación de gases, lixiviados u otros contaminantes. Los microorganismos pueden descomponer los residuos orgánicos y liberar eventualmente lixiviados y gases de efecto invernadero, sin embargo, hay otros residuos que pueden contener metales pesados, los cuales pueden degradar el suelo e incluso llegar a mantos acuíferos y contaminarlos (Kim *et al.*, 2011).

En cuanto a la emisión de gases, surgen como producto de la degradación de la basura orgánica en ausencia de aire, estos comprenden el gas metano, dióxido y monóxido de carbono, hidrógeno y oxígeno. Los dos gases más relevantes son el CO₂ y el metano, ambos son gases de efecto invernadero. El metano tiene una mayor influencia en el cambio climático (21 veces mayor que el CO₂), es altamente inflamable y la exposición a concentraciones elevadas puede causar asfixia en los seres vivos. Los lixiviados se forman

mediante la descomposición de los residuos orgánicos y mezclados con agua, ya sea en forma de riego o de lluvia, pueden viajar a través del perfil y contaminar el suelo. Estos lixiviados contienen altos niveles de nitrógeno, compuestos inorgánicos, metales pesados, la demanda química y biológica de oxígeno (DQO y DBO) también suele ser alta, al igual que la conductividad eléctrica, pH alcalino y, además, no son fáciles de degradar (Kim *et al.*, 2011). Otro riesgo son los metales pesados en el suelo, de estos se hablará a detalle en el siguiente apartado.

Durante las actividades de clausura, estos sitios antiguamente eran sellados con múltiples capas arcillosas o geomembranas para evitar la contaminación del medio ambiente. Sin embargo, tras una investigación de parte de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, se demostró que al menos 163 rellenos sanitarios que tenían estas características enfrentaban ciertos problemas (Sandia National Laboratories, 1988). Solo en los primeros años de implementación de las capas arcillosas, estas evitaban la contaminación del medio ambiente, sin embargo, debido a los cambios entre las estaciones secas y húmedas las capas se iban deteriorando y agrietando (Dwyer, 1998). En México el uso del tepetate (material fino compactado, definición para fines legales) en la clausura de sitios de disposición final ha tenido el objetivo de controlar y evitar la infiltración de agua, así como evitar la emisión incontrolada de gas, aunque actualmente se emplean varias capas de sellado en los rellenos sanitarios (Miranda, M., 2011 y Secretaría de Ecología del Estado de México, 2002), el antiguo tiradero de Santa Cruz Meyehualco fue el primer sitio en ser clausurado dentro de la ciudad y por lo tanto, su clausura fue diferente al procedimiento actual (Schwanse, 2014).

Los riesgos asociados a los rellenos sanitarios para el medio ambiente y los seres vivos, y que también aplican para tiraderos a cielo abierto, son: (City of Fremantle Council, 2001).

- Inestabilidad de la tierra
- Contaminación del suelo
- Contaminación de acuíferos
- Emisión de gases de efecto invernadero
- Riesgo por incendios
- Efectos severos en la salud

Una forma de minimizar esto es mediante el establecimiento de la vegetación en estos suelos lo cual evita que las capas superficiales y arcillosas se agrieten, también evita que el suelo se erosione y con ello se reduce la dispersión de los contaminantes y al mismo tiempo proporciona un valor estético, además de regular la infiltración de agua. Sin embargo, si las características del suelo no son las adecuadas, pueden ocasionar limitaciones en el crecimiento de la vegetación.

3.5 Metales pesados en el suelo y su fraccionamiento químico

De acuerdo con su importancia biológica, los elementos pueden clasificarse en dos grupos: elementos esenciales y tóxicos. Los primeros incluyen a los macro y micronutrientes, son aquellos que son importantes para el desarrollo de los seres vivos y su deficiencia puede incluso inhibir el crecimiento de las plantas (Mohammed *et al.*, 2011). Los que son tóxicos son aquellos elementos que producen efectos adversos en los seres vivos y generan enfermedades, cáncer e incluso la muerte, un ejemplo de esto es el plomo que puede reemplazar al calcio y alterar la distribución de este dentro de las células (Valdivia, 2005).

Los sitios de disposición final como los rellenos sanitarios y tiraderos cuentan entre otras cosas con objetos que contienen metales pesados, que son aquellos metales y metaloides cuya densidad atómica es igual o superior a 1 g/cm^3 , no tienen una función biológica hasta el momento conocida y pueden ser tóxicos incluso a concentraciones mínimas (Hg, Pb, As, Cd, Cr). Se les puede encontrar en suelos, rocas, sedimentos, cuerpos de agua y seres vivos y la mayoría son persistentes en el medio ambiente (DalCorso, 2012 y Mohammed *et al.*, 2011).

Aquellos elementos y compuestos que provienen de fuentes artificiales o antropogénicas pueden clasificarse en 5 grupos (Ross, 1994):

1. Minería y fundición de metales (As, Cd, Pb, Hg)
2. Industria (As, Cd, Cr, Co, Cu, Hg, Ni, Zn)
3. Emisiones a la atmósfera (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, U)
4. Agricultura (As, Cd, Cu, Pb, Si, U, Zn)
5. Manejo de residuos (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Zn)

Sin embargo, conocer las concentraciones totales de estos elementos en el suelo no provee de información específica acerca de su toxicidad, esta solo puede inferirse a partir de la especiación química de los metales pesados, la cual puede estar dividida en las siguientes fracciones químicas según el método de Quevauviller, P (2003): (i) fracción soluble en ácido, (ii) reducible, (iii) oxidable y (iv) residual, donde a mayor concentración de metales en esta última fracción, menor es el grado de contaminación (Han *et al.*, 2001; Oves *et al.*, 2016; Pelfrene *et al.*, 2009 y Xiaoli *et al.*, 2007). El fraccionamiento químico está determinado por los principales parámetros que determinan los procesos de adsorción y desorción de los metales en el suelo y que son los siguientes: pH y conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico, potencial redox, fracción fina del suelo <0.02 mm, materia orgánica; óxidos e hidroxidos de hierro, manganeso y aluminio (Borgese *et al.*, 2013 y Kabata-Pendias, 2011).

A continuación, se presenta un breve resumen de las características principales de cada elemento seleccionado y de cómo su comportamiento y especiación en el suelo está determinado por los parámetros antes mencionados.

Arsénico:

Se trata de un metaloide, cuya forma de exposición más importante en humanos es mediante la ingesta del agua, causando arsenicosis, cáncer, daños en el tracto gastrointestinal, piel, corazón, hígado, sistema nervioso y daños en la médula ósea. Su toxicidad depende de su especiación, siendo más tóxico el arsenito (III) que el arsenato (V), los más dominantes en suelos y agua (Bundschuh *et al.*, 2014). Si el pH es mayor a 7, aumenta la disponibilidad de aniones como arsenato y arsenito, si el pH es menor a 7, favorece la retención de estos aniones. Pero si el pH es básico y hay presencia de sulfatos y carbonatos, se puede producir una co-precipitación del arsénico en forma de oxihidroxidos y sulfatos, o precipitar como arsenato de calcio, el cuál es cancerígeno para los humanos (Meunier *et al.*, 2011 y Moreno *et al.*, 2012). Si hay presencia de óxidos de hierro en el suelo la movilidad del arsénico disminuye (Hartley y Lepp, 2008). Si la MO es superior al 25% puede facilitar la movilización del As, debido a la desorción del As por la MO disuelta (Meunier *et al.*, 2011).

Cadmio (Kabata-Pendias, 2011 y Smolders y Mertens, 2013):

Es un elemento que está clasificado como posible causante de cáncer en humanos. Tiene una estructura iónica, electronegatividad y propiedades químicas similares al Zn, su movilidad es mayor en suelos ácidos. Es persistente en el ambiente y puede estar presente durante décadas. Se usa en baterías, aleaciones con otros metales, estabilizadores plásticos y PVC, se libera en la combustión del carbón. El contenido de Cd en suelos aumenta si hay arcillas, materia orgánica o aumento del pH. Es un constituyente de los fertilizantes a base de fósforo.

Cobalto (Kabata-Pendias, 2011 y Nicholas y Uren, 2013):

La sorción de Co por los minerales de Mn y Fe incrementa con el pH, la disminución del potencial redox y el pH pueden solubilizar el cobalto que ya estaba precipitado o adsorbido. Usualmente suelos ricos en materia orgánica suelen tener bajos contenidos de cobalto. Se usa como secador de placas, pinturas y barnices. Es carcinógeno para los animales, sin suficiente evidencia de daño en los humanos.

Cobre (Kabata-Pendias, 2011 y Koen, 2013):

Es un elemento traza esencial para los seres vivos, pero en concentraciones elevadas puede ser tóxico. Su movilidad disminuye con la presencia de carbonatos y óxidos de hierro y manganeso, además del contenido de arcillas. Generalmente se acumula en los primeros centímetros del suelo al tener una gran afinidad por la materia orgánica. Fuentes: fertilizantes, desechos industriales y mineros, elaboración de alambre, pinturas que usan sulfato de cobre.

Cromo (Kabata-Pendias, 2011 y Gonnelli y Renella, 2013):

Cr(III) es esencial para los humanos y si se encuentra en bajas concentraciones puede elevar el colesterol y los triglicéridos, pero en dosis muy altas, puede provocar cáncer de pulmón. La forma más tóxica es Cr(VI), suele ser muy inestable en los suelos y puede movilizarse tanto en suelos ácidos como básicos, en forma de cromato (CrO_4) domina más en pH básicos, mientras que Cr (III) suele estar asociado a la materia orgánica y es menos móvil. La presencia de materia orgánica influye en la reducción de Cr(VI) a Cr(III). Está asociado también a texturas más finas como limo y arcilla. Es un elemento que está

naturalmente presente en las rocas y sedimentos, y se presenta principalmente en la fracción residual. Se utiliza en el curtido de pieles, pinturas corrosivas, preservación de madera y en el proceso de revelado de fotografías.

Níquel (Kabata-Pendias, A., 2011 y Gonnelli y Renella, 2013):

Es un elemento esencial en ciertos grupos de bacterias, plantas y animales, sin embargo, es carcinógeno para los humanos. Es usado en la industria manufacturera de acero y funciona como catalizador en algunas reacciones. En los suelos es poco móvil y se presenta principalmente en la fracción residual. La distribución de este elemento se relaciona con la materia orgánica, pH y contenido de arcilla. Altas concentraciones de Ni están relacionadas a altos contenidos de arcillas o limos calcáreos. Su solubilidad en medios alcalinos es muy baja y precipita en hidróxidos. Las deficiencias de Ni en plantas se manifiestan como necrosis en las hojas, inhibición del crecimiento, clorosis, etc. Es un elemento que está naturalmente presente en las rocas y sedimentos.

Plomo (Kabata-Pendias, 2011 y Steinnes, 2013):

Se trata de un elemento, posiblemente carcinógeno para el humano. En suelos está en estado de oxidación +2, el cual es menos soluble conforme aumenta el pH del suelo por la sorción con la materia orgánica, presencia de minerales arcillosos, sorción en óxidos o precipitación de carbonatos, sulfatos o fosfatos. En suelos básicos, la solubilidad incrementa con la formación de Pb orgánico soluble o hidróxidos de plomo. En ambientes reductores está asociado a PbS, producto de la reducción de sulfato. Pb es adsorbido por humus a pH inferiores o iguales a 4, si no hay humus el Pb se adsorbe en minerales arcillosos u óxidos de hierro. Se usa en baterías, soldadoras, aleaciones con otros metales, cables, etc. En años pasados se usaba en la gasolina como antidetonante.

Zinc (Kabata-Pendias, A., 2011 y Smolders y Mertens, 2013):

Es uno de los elementos más comunes de la corteza terrestre y es un elemento traza esencial para los seres vivos. La inmovilización de Zn en suelos es controlada principalmente por arcillas en casi 60%, seguida de la presencia de óxidos e hidróxidos de Al, Fe y Mn y en menor medida, por el pH alcalino. Es móvil en suelos ácidos. Es usado principalmente para prevenir la corrosión del acero, como componente en varias aleaciones y es usado como catalizados en la producción de pigmentos, plásticos y pesticidas.

IV. Justificación

El Parque Ecológico Cuitláhuac es un sitio que se ha dejado en abandono por casi 35 años y que ha sido catalogado como un sitio que debería de estar cerrado al público (Arteaga *et al.*, 2005). Los estudios sobre los residuos enterrados mostraron que los metales pesados totales e intercambiables rebasaban las normas mexicanas establecidas (Galván, 1995). Sin embargo, es necesario un estudio actual acerca de las características físicas y químicas del suelo y del riesgo de movilidad de metales pesados. Este estudio pretende generar más información para los tomadores de decisiones del parque para un mejor manejo de la vegetación y disposición de espacio como área de recreación en torno a algún riesgo de contaminación por metales pesados, además de dar a conocer los servicios ecosistémicos que brinda el suelo de este parque.

V. Objetivos

Caracterizar el tecnosuelo del Parque Ecológico Cuitláhuac (zona Sur) y evaluar el potencial de riesgo de movilidad de metales pesados a través del suelo.

Objetivos particulares:

- i. Describir las características físicas y químicas del tecnosuelo del Parque Cuitláhuac
- ii. Definir los procesos pedogenéticos dominantes del suelo
- iii. Caracterizar la capa de tepetate que cubre los residuos de construcción y si cumple con la función de ser una capa impermeable
- iv. Determinar la concentración de metales pesados asociados a diferentes fracciones químicas en los suelos y definir el riesgo de movilidad a partir de las características del tecnosuelo
- v. Realizar la clasificación del suelo a partir de las características de los perfiles
- vi. Presentar los servicios ecosistémicos que puede ofrecer el tecnosuelo del parque

VI. Hipótesis

Por las características de los materiales de relleno al momento de la clausura del ex-tiradero, se espera que las propiedades del tecnosuelo como el alto contenido de arcillas, carbonatos y un pH elevado favorezcan la capacidad de retención de metales pesados en los sitios de intercambio para que, de esta forma, sea menor el riesgo de movilidad de los metales que se encuentren en los horizontes profundos.

VII. Materiales y métodos

7.1 Sitio de estudio

El Parque Ecológico Cuitláhuac está ubicado en la Unidad Habitacional Santa Cruz Meyehualco, Iztapalapa, Ciudad de México. Actualmente se divide en dos parques recreativos y un vaso regulador. Rodeado de zonas habitacionales, colinda con la avenida Santa Cruz Meyehualco, los ejes viales 5 y 6 sur (Figura 9).



Figura 9. Imagen satelital del Parque Ecológico Cuitláhuac con la zona de estudio indicada con el polígono rojo. Fuente: Google Earth, 2015

El sitio se encuentra a una altitud de 2260 msnm y la forma del terreno es plana, con una pendiente de 0°. La vegetación está principalmente dominada por casuarinos y pasto, además de eucaliptos en otras zonas del parque. El clima es templado subhúmedo C(wo), la temperatura media anual varía entre 12°C y 18°C, temperatura del mes más frío entre -3°C y 18°C y temperatura del mes más caliente bajo 22°C. Precipitación en el mes más seco menor de 40 mm; lluvias de verano con índice P/T menor de 43.2 y porcentaje de precipitación invernal del 5% al 10.2% del total anual. (INEGI, 2009).

7.2 Selección de sitios de colecta de muestras

Previo a este trabajo, López (2017) realizó el análisis geoespacial del Parque Ecológico Cuitláhuac, usando imágenes satelitales del 2010 al 2016 para obtener el tipo de cobertura vegetal del parque, de esta forma se determinó la existencia de zonas con vegetación inestable (Figura 10) y zonas estables en los últimos 16 años (Figura 11). Se

encontró que existen muy pocas zonas donde se ha mantenido una cobertura vegetal constante (9.5% del área del parque) (López, 2017).

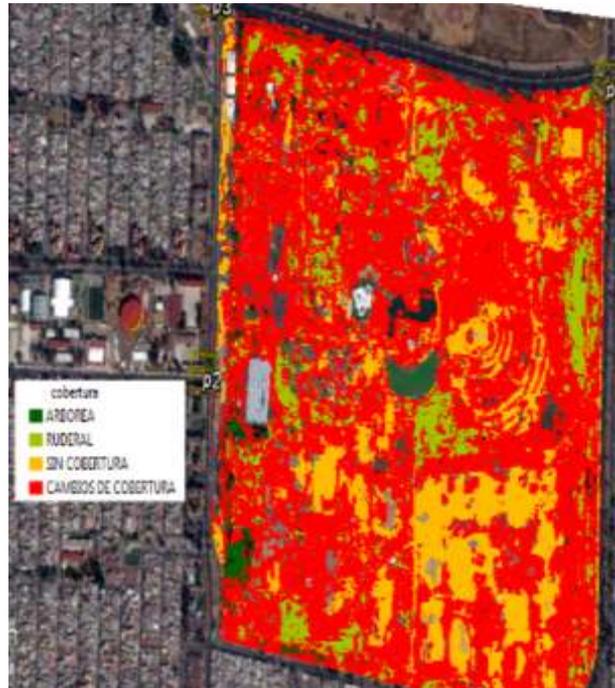


Figura 10. Cobertura vegetal en el Parque Ecológico Cuitláhuac. El color rojo representa las zonas donde la vegetación no se ha mantenido estable. Fuente: López, 2017



Figura 11. Vegetación estable del Parque Ecológico Cuitláhuac (en color verde). Fuente: López, 2017

Se escogió la zona sur de este parque (figura 12) debido a que es la que presenta menos vegetación y las problemáticas típicas de los lugares que sirvieron como tiraderos, como los incendios recurrentes y emisión de gases de efecto invernadero.

Para cumplir el objetivo de caracterizar el tecnosuelo del parque, se seleccionaron las zonas que presentaron un menor cambio de cobertura y vegetación en el tiempo, por lo que usando el estudio de López (2017) se seleccionaron cuatro sitios localizados a pocos metros del talud derecho del parque. Esta zona es la más conservada, ya que en resto del parque se ubican las áreas de recreación (juegos infantiles, canchas de futbol y de béisbol, una granja, alberca al aire libre, etc.), en el lado superior derecho se encuentran desechos de construcciones y una planta quemadora de gas y en el lado inferior izquierdo se localizan las lagunas de regulación para evitar las inundaciones en las colonias aledañas (Figura 12). Las fechas de descripción y toma de muestras fueron el 5 de enero del 2017 (Perfil 1) y 12 de junio del 2017 (Perfiles 2, 3 y 4).

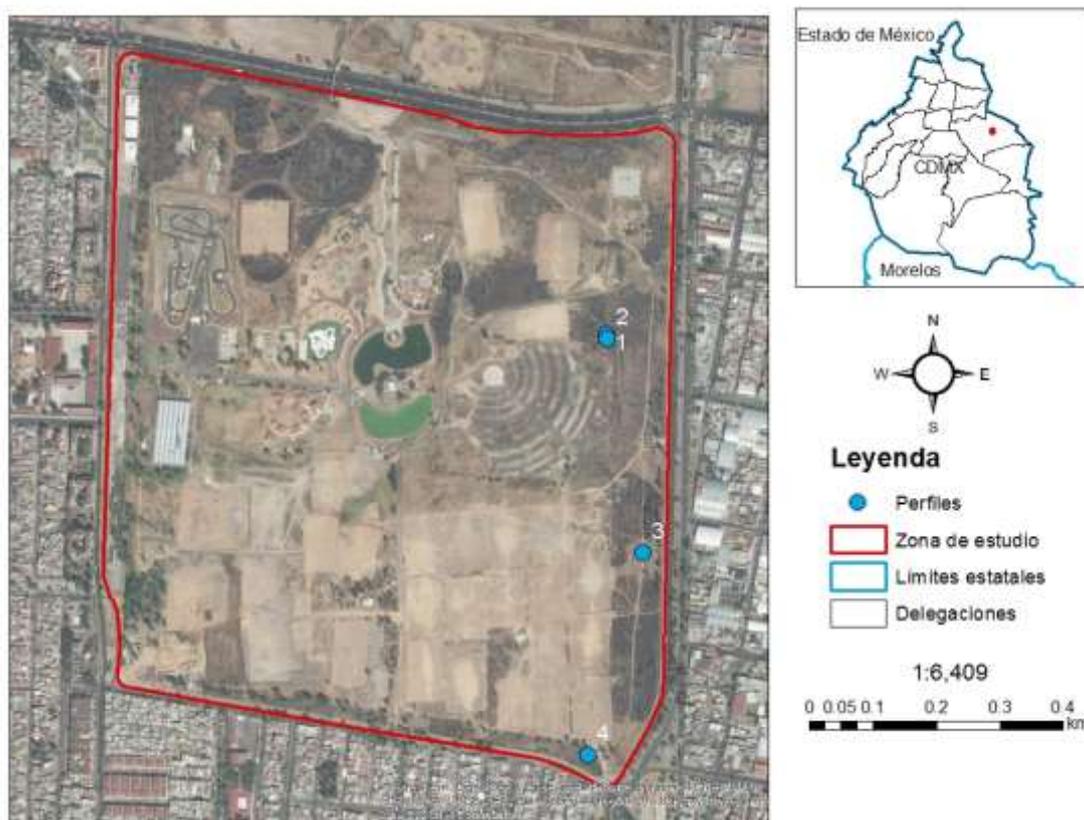


Figura 12. Ubicación de los perfiles de suelo en el Parque Ecológico Cuitláhuac

La profundidad del primer perfil se estableció como un metro con el objetivo de encontrar los residuos sólidos del tiradero, sin embargo, al no encontrar la basura, los siguientes tres perfiles fueron excavados a dos metros de profundidad, hechos con una excavadora operada por los trabajadores del parque, en estos nuevos perfiles se encontraron los residuos de construcción y artefactos empelados en la clausura del tiradero (Figura 13).



Figura 13. Fotografía de la excavadora utilizada para cavar los perfiles

Una vez que los perfiles estuvieron listos, se procedió a limpiar el frente con una pala plana y posteriormente se determinaron los horizontes mediante la diferencia de color y la penetrabilidad de una navaja en cada uno de ellos. En cada sitio se realizó una descripción del perfil en campo, de acuerdo con el método de Siebe y sus colaboradores (2006). Se tomaron muestras inalteradas en cilindros de 100 cm³ (para determinar la densidad aparente) y muestras alteradas de aproximadamente un kilo de suelo por cada horizonte en bolsas de plástico para los análisis de laboratorio. *In situ* se realizó la medición de la conductividad hidráulica saturada usando un infiltrómetro de doble anillo.

7.3 Determinación de las características del suelo en el laboratorio

7.3.1 Características físicas y químicas de los perfiles

En las tablas 1 y 2 se presentan los métodos empleados para identificar las características físicas y químicas de los suelos en laboratorio, así como los equipos empleados y las normas mexicanas que pueden ser comparadas con los resultados. El promedio de los datos obtenidos de las respectivas pruebas de laboratorio se presenta en las figuras del apartado de resultados. Dicho promedio se obtuvo de dos repeticiones de cada procedimiento. Para obtener los resultados de densidad aparente se emplearon dos métodos, debido a que la toma de muestras inalteradas con cilindros no fue posible con los horizontes más profundos de todos los perfiles al encontrarse el suelo muy suelto.

Tabla 1. Métodos para la caracterización física del suelo

Parámetro	Método y equipo	Referencia
Densidad aparente (g/cm ³)	Método del cilindro (100 cm ³) y de la probeta	Schlichting, et al 1995 Flores, L y Alcalá, J., 2010
Densidad real (g/cm ³)	Método del picnómetro	Black, C 1965 Flores, L y Alcalá, J., 2010
Porosidad (%)	$(1 - \frac{\text{Densidad aparente}}{\text{Densidad real}}) * 100$	
Textura	Método de la pipeta	Carter and Gregorich, 1963 Flores, L y Alcalá, J., 2010

Tabla 2. Métodos para la caracterización química del suelo

Parámetro	Método y equipo	Referencia
pH	Potenciométrico en una relación agua-suelo 1:2,5, utilizando un phmetro modelo Beckman Coulter PHI 34	ISRIC, 1992 NOM-021-RECNAT-2000
Conductividad eléctrica (dS/m)	Conductímetro LaMotte CON 6, en agua desionizada, relación agua-suelo 1:2,5	ISRIC, 1992 NOM-021-RECNAT-2000
Carbono total (%) y Nitrógeno (%)	Método de combustión, utilizando un analizador Elemental CHNS/O Perkin Elmer 2400 II	
Bases intercambiables (cmol/kg)	Extracto de Acetato de amonio a pH 7. Ca y Mg, analizado en un equipo de absorción atómica	Sánchez, S. y Shimada, K. (2007) NOM-021-RECNAT-2000
Fosforo total (ppm y %)	Método de la BCR para el fraccionamiento químico de metales	Quevauviller, P (2003)

7.4 Fraccionamiento de metales pesados

Se utilizó el método propuesto por Quevauviller, P (2003) y la Oficina Comunitaria de Referencia BCR, por sus siglas en inglés, que consiste en una extracción secuencial en tres pasos (Tabla 3). El método establece una primera extracción con ácido acético 0.11M, seguida de clorhidrato de hidroxilamina con ácido nítrico y finalmente acetato de amonio a pH 2 con HNO₃ después de una digestión con H₂O₂ a 85± 2°C, en donde el fundamento es incrementar en cada paso la fuerza de extracción relacionada la fracción del suelo a la que se encuentra unida.

Ure, A. y colaboradores (1995), son cuidadosos en definir la naturaleza química de cada extracción, además Bacon y Davidson (2008) mencionan que esta extracción secuencial se basa en una “especiación operacional”, donde el agente utilizado para extraer una fracción define a la misma, ejemplo “soluble en ácido”, pero admiten que puede haber un solapamiento en las fracciones extraídas. De tal forma que el primer paso, (I) la forma soluble en ácido extrae metales adsorbidos a la fracción intercambiable, soluble en agua y la asociada a carbonatos CaCO₃, dichos metales pueden ser absorbidos por la vegetación y son tóxicos a concentraciones elevadas. El segundo paso, (II) la fracción reducible, extrae especies reducibles en solución, por lo tanto, incluye metales unidos a óxidos de Fe y Mn. Algunos óxidos pueden ser atacados desde la primera extracción. El último paso, (III) la fracción oxidable, referente a la oxidación de la materia orgánica y extrae los metales asociados a esta, aunque algunos metales capaces de formar complejos débiles con la fracción orgánica también pueden liberarse desde el primer paso (Larios *et al.*, 2012). Por lo que es importante mencionar que, de acuerdo con el método usado, en la primera fracción existe una sobrestimación relacionada a los carbonatos (la cual se desconoce) y esta solo será soluble si el pH del suelo disminuye. Esto aplica en general para todos los elementos analizados.

Al final se llevó a cabo una digestión de acuerdo con el método de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos EPA 3051A para evaluar (IV) la fracción residual, la cual se refiere a los elementos que se encuentran asociados a minerales del suelo y la única forma en que pueden solubilizarse es a altas temperaturas y utilizando ácidos fuertes, a mayor concentración de metales en esta fracción, menor es el grado de contaminación, si el porcentaje de esta fracción es mayor al 50%, se considera que aquellos elementos están asociados a los minerales del suelo (Han *et al.*, 2001; Oves *et al.*, 2016; Pelfreneet *al.*, 2009; Szolnoki y Farsang, 2013y Xiaoliet *al.*, 2007).

Los metales analizados en este estudio fueron As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn, donde para obtener su concentración total se hace la suma de las cuatro fracciones. Este resultado por horizonte se compara con los límites máximos permisibles establecidos con la norma mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. La lectura de datos fue determinada mediante espectrometría de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente ICP-OES. Para la confiabilidad de los resultados, se comparó la suma de las cuatro fracciones químicas obtenidas con las muestras de referencia certificadas NIST 2710a y NIST 2711a con los valores oficiales (Tablas 9 y 10, que se encuentran en el anexo 12.2) (NIST 2009a y 2009b).

Tabla 3. Extracción secuencial empleada

Fracción química	Matriz extractante	Referencia y equipos empleados
Soluble en ácido	Ácido acético CH ₃ COOH (0.11 mol/L)	BCR (Community Bureau of Reference)
Reducible	Clorhidrato de hidroxilamina NH ₂ OH•HCl (0.5 mol/L) y HNO ₃	Quevauviller, P (2003) Método 3051A de la EPA (2007)
Oxidable	Peróxido de hidrógeno y acetato de amonio CH ₃ COONH ₄ (1 mol/L) a pH 2	Espectrofotómetro de emisión óptico con plasma acoplado inductivamente (ICP-OES) Perkin-Elmer Optima 8300 y un horno de
Residual	Digestión ácida empleando ácido nítrico HNO ₃ y ácido clorhídrico HCl 3:1	microondas Anton-Paar Multiwave 3000

VIII. Resultados

8.1 Características de campo de los perfiles de suelo del Parque Cuitláhuac

Material parental: escombros y residuos de construcción, cubiertos con material arcilloso negro y encima una capa de 30 cm de tepetate

Profundidad al manto freático: desconocida, debajo de los residuos se encuentra el lecho del lago de Santa Marta

Presencia de rocas superficiales: no

Evidencias de erosión: eólica

Presencia de sales o soda: ninguna a nivel superficial

Influencia humana: durante 40 años fue un tiradero a cielo abierto, acumulando más de 20 metros de espesor de basura en todo el terreno

8.1.1 Perfil 1

Breve descripción: perfil profundo, por los valores de conductividad hidráulica el drenaje natural en superficie es excesivo (26 cm/h), sin embargo, a profundidad por el alto contenido de arcillas el perfil se mantenía relativamente húmedo. Se distinguen las etapas de clausura del tiradero con bordes abruptos. Cuenta con mayor porcentaje de pedregosidad en los horizontes del tepetate. El contenido de carbonatos aumenta con la profundidad (0-10%). Desarrollo estructural angular y subangular en bloques hasta masivo, estabilidad de agregados de media a alta, a excepción de dos horizontes en los que no se encontraron agregados. Tiene un porcentaje de porosidad muy alto, contenido de carbonatos medio en los horizontes profundos y libre de carbonatos en los más someros. Conforme aumenta la profundidad, también el contenido de arcilla, los horizontes más someros son de textura franca, luego franco arenosa y los más profundos son arcillosos y arcillo limosos. A partir de los 40 cm empiezan los horizontes que conforman los residuos de construcción, se encontraron ladrillos, plásticos y grandes pedazos de concreto de 10 cm de espesor, además se empezaron a detectar olores fétidos. A 70 cm de profundidad todavía hay presencia de raíces y su densidad va de alta a media. La vegetación dominante son casuarinos, gordolobos y amarantáceas.

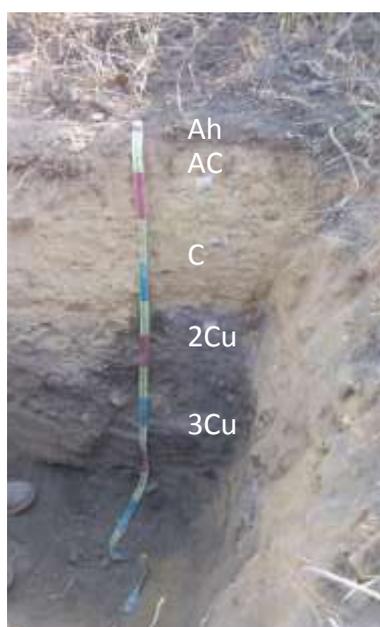


Figura 14. Fotografía del Perfil 1



Figura 15. Excavación para obtener el Perfil 1

Descripción del perfil

Tabla 4. Descripción del perfil 1 con base en las observaciones realizadas en campo

Horizontes	Profundidad (cm)	Descripción
Ah	0-5	Color pardo oscuro en húmedo (10 YR 3/3), textura franca C, pH muy ligeramente alcalino (7.23), contenido de carbonatos en campo 0%, estructura angular y subangular en bloques gruesos a medios, pedregosidad 5%, pocos poros, micro y finos, vesiculares, tabulares y outped. Estabilidad de agregados media. Densidad de raíces alta 11-20 dm ² , límite ondulado claro
AC	5-10/12	Color pardo amarillento oscuro en húmedo (10 YR 3/4), textura franca C, pH ligeramente alcalino (7.92), contenido de carbonatos en campo 0%, estructura subangular en bloques grueso a medio, débil, pedregosidad 15% con presencia de cantos, poros comunes, tubulares y vesiculares, finos y muy finos. Estabilidad de agregados moderada. Densidad de raíces muy alta 21-50 dm ² , límite difuso uniforme
C	10/12-40	Color pardo amarillento oscuro en húmedo (10 YR 3/6), textura franca arenosa CA, pH moderadamente alcalino (8.46), contenido de carbonatos en campo 0.5-2%, estructura subangular en bloques medianos, pedregosidad 50%, pocos poros, tubulares y tamaño micro. Densidad de raíces baja 3-5 dm ² , límite abrupto uniforme
2Cu	40-70	Color gris muy oscuro en húmedo (7.5 YR 3/1), textura arcillosa R, pH fuertemente alcalino (9.38), contenido de carbonatos en campo 2-10%, estructura masiva, pedregosidad 15%, pocos poros, tubulares y tamaño micro. Estabilidad de agregados alta. Densidad de raíces media 6-10 dm ² , límite abrupto uniforme. Artefactos (5%): plástico y ladrillo de diferentes tamaños

3Cu	70-100	Color negro en húmedo (10 YR 2/1), textura arcillo limosa RL, pH fuertemente alcalino (9.42), contenido de carbonatos en campo 2-10%, estructura masiva, pedregosidad 2%. Densidad de raíces media 6-10 dm ² . Se detectaron olores ligeramente fétidos al momento de excavar a este horizonte. Artefactos (20%): grandes bloques de concreto <10 cm
-----	--------	---

8.1.2 Perfil 2

Breve descripción: perfil muy profundo, por los valores de conductividad hidráulica el drenaje natural en superficie es excesivo (26 cm/h), sin embargo, a profundidad por el alto contenido de arcillas el perfil se encontraba húmedo. Se distinguen las etapas de clausura del tiradero. Cuenta con mayor porcentaje de pedregosidad en todos los horizontes a excepción del más somero. El contenido de carbonatos aumenta con la profundidad (0-10%). Desarrollo estructural subangular en bloques hasta masivo en los horizontes profundos, estabilidad de agregados débil. Tiene un porcentaje de porosidad muy alto, contenido de carbonatos medio en los horizontes profundos y libre de carbonatos en los más someros. Los horizontes más profundos son de textura franca arcillosa y los más someros tienen una textura franca. A 70 cm empiezan los horizontes que conforman los residuos de construcción, hay presencia de raíces y su densidad va de media a poco densa. A partir de excavar el primer metro de profundidad, el perfil empezó a despedir un fuerte olor, que se relacionó con la descomposición de la materia orgánica. Los artefactos encontrados fueron: yeso, ladrillos y plásticos. La vegetación dominante son pastos y casuarinos.

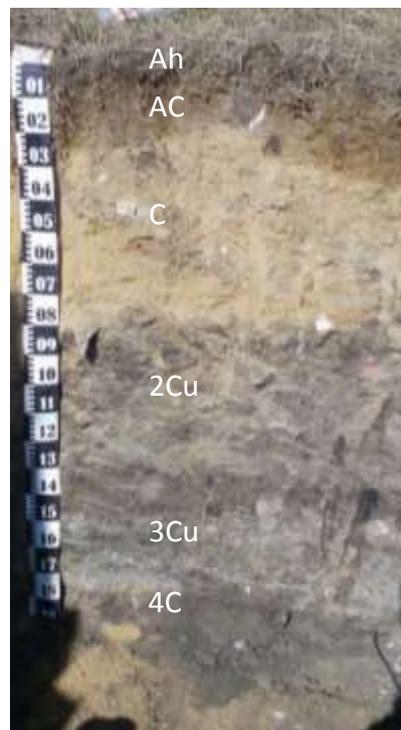


Figura 16. Fotografía del Perfil 2



Figura 17. Fotografía del área cercana al Perfil 2

Descripción del perfil

Tabla 5. Descripción del perfil 2 con base en las observaciones realizadas en campo

Horizontes	Profundidad (cm)	Descripción
Ah	0-5	Color pardo oscuro en húmedo (7.5 YR 3/2), textura franca C, pH ligeramente alcalino (7.54), contenido de carbonatos en campo 0%, estructura angular y subangular en bloques gruesos a medios, pedregosidad 5%, poros comunes, vesiculares y medianos. Estabilidad de agregados baja. Densidad de raíces media 6-10 dm ² , límite ondulado claro
AC	5-23/30	Color pardo amarillento oscuro en húmedo (10 YR 3/3), textura franca C, pH moderadamente alcalino (8.10), contenido de carbonatos en campo 0.5-2%, estructura subangular en bloques medianos, pedregosidad 20%. Estabilidad de agregados baja. Densidad de raíces media 6-10 dm ² , límite abrupto ondulado
C	23/30-70	Color pardo amarillento oscuro en húmedo (10 YR 3/4), textura franca C, pH fuertemente alcalino (9.38), contenido de carbonatos en campo 0.5-2%, estructura subangular en bloques medianos, pedregosidad 30%, poros comunes. Densidad de raíces muy alta 21-50 dm ² , límite abrupto uniforme.
2Cu	70-150	Color negro en húmedo (10 YR 2/1), textura franca arcillosa CR, pH moderadamente alcalino (8.21), contenido de carbonatos en campo 2-10%, estructura masiva, pedregosidad 40%, poros comunes, tabulares y muy finos. Densidad de raíces baja 3-5 dm ² , límite abrupto uniforme. Se detectaron olores fétidos al momento de excavar a este horizonte. Artefactos (8%): manchas blancas de yeso, ladrillos y plásticos

3Cu	150-170	Color pardo muy oscuro en húmedo (10 YR 2/2), textura franca arcillosa CR, pH moderadamente alcalino (8.25), contenido de carbonatos en campo 2-10%, estructura masiva, pedregosidad 40%. Densidad de raíces baja 3-5 dm ² , límite abrupto uniforme. Se detectaron olores fétidos al momento de excavar a este horizonte. Artefactos (7%): plásticos
4C	170-200	Similar en color, textura, carbonatos y estructura al anterior horizonte. pH fuertemente alcalino (8.66), pedregosidad 20%. Densidad de raíces baja 3-5 dm ² . Se detectaron olores fétidos al momento de excavar a este horizonte.

8.1.3 Perfil 3

Breve descripción: perfil muy profundo, drenaje natural en superficie excesivo (28 cm/h), pero por el alto contenido de arcillas en profundidad el perfil se encontraba húmedo. Se distinguen las etapas de clausura del tiradero. El contenido de carbonatos aumenta con la profundidad (0-10%). Desarrollo estructural principalmente angular y subangular en bloques hasta masivo en los horizontes profundos. Tiene un porcentaje de porosidad muy alto, contenido de carbonatos medio en los horizontes profundos y libre de carbonatos en los más someros. La textura del suelo es franca en el primer horizonte, franco a franco arenosa en el tepetate y en los más profundos franca arcillosa, arcilla y franco arenosa. A 60 cm empiezan los horizontes que conforman los residuos de construcción. Hay presencia de raíces y su densidad es abundante, sin embargo, no hay raíces a partir de 60 cm. Los artefactos encontrados fueron: plástico, ladrillo, varillas, textiles, vidrio, unicel y concreto.

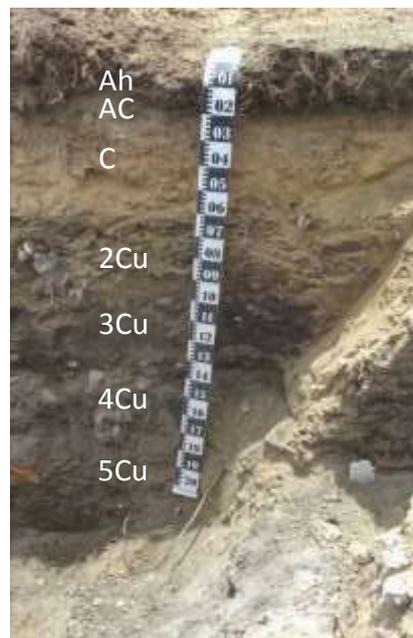


Figura 18. Fotografía del Perfil 3



Figura 19. Fotografía del área cercana al Perfil 3

Descripción del perfil

Tabla 6. Descripción del perfil 3 con base en las observaciones realizadas en campo

Horizontes	Profundidad (cm)	Descripción
Ah	0-20	Color pardo muy oscuro en húmedo (10 YR 2/2), textura franca C, pH muy ligeramente alcalino (7.03), contenido de carbonatos en campo 0%, estructura subangular en bloques gruesos, pedregosidad 5%, poros comunes, vesiculares, tabulares y finos. Estabilidad de agregados baja. Densidad de raíces muy alta 21-50 dm ² , límite ondulado claro
AC	20-25	Color pardo oscuro en húmedo (10 YR 3/3), textura franca C, pH moderadamente alcalino (8.18), contenido de carbonatos en campo 0.5-2%, estructura angular en bloques gruesos, pedregosidad 10%, poros comunes, vesiculares, tabulares y finos. Estabilidad de agregados media. Densidad de raíces media 6-10 dm ² , límite claro uniforme
C	25-60	Color pardo amarillento oscuro en húmedo (10 YR 3/4), textura franca arenosa CA, pH fuertemente alcalino (9.15), contenido de carbonatos en campo 0.5-2%, estructura subangular en bloques gruesos, pedregosidad 20%, poros comunes, tabulares y muy finos. Densidad de raíces muy alta 21-50 dm ² , límite abrupto uniforme.
2Cu	60-100	Color negro en húmedo (7.5 YR 2.5/1), textura franca arcillosa CR, pH fuertemente alcalino (8.78), contenido de carbonatos en campo 2-10%, estructura masiva, pedregosidad 30%, poros comunes, vesiculares, tabulares y finos. Densidad de

		raíces baja 3-5 dm ² , límite abrupto uniforme. Artefactos (40-50%): plástico, textiles, vidrio, ladrillo
3Cu	100-150	Color negro en húmedo (10 YR 2/1), textura arcillosa R, pH fuertemente alcalino (8.54), contenido de carbonatos en campo 2-10%, estructura masiva, pedregosidad 30%. Densidad de raíces baja 3-5 dm ² , límite abrupto uniforme. Se detectaron olores ligeramente fétidos al momento de excavar a este horizonte. Artefactos (5%): plásticos en menor proporción a otros horizontes
4Cu	150-165	Color pardo grisáceo muy oscuro en húmedo (10 YR 3/2), textura franca arenosa CA, pH fuertemente alcalino (8.82), contenido de carbonatos en campo 2-10%, estructura masiva, pedregosidad 50%. Densidad de raíces nula, límite abrupto uniforme. Artefactos (20%): concreto, varillas, uncel, plásticos
5Cu	165-200	Color pardo grisáceo muy oscuro en húmedo (10 YR 2/1), textura franca arenosa CA, pH fuertemente alcalino (8.62), contenido de carbonatos en campo 2-10%, estructura masiva, pedregosidad 30%. Densidad de raíces nula. Artefactos (10%): ladrillos, varillas

8.1.4 Perfil 4

Breve descripción: perfil muy profundo, drenaje natural en superficie excesivo (24 cm/h), pero a profundidad por el alto contenido de arcillas el perfil se mantenía húmedo. Se distinguen las etapas de clausura del tiradero. Cuenta con mayor porcentaje de pedregosidad en los horizontes de los residuos de construcción, en los someros este porcentaje es del 5% aprox. El contenido de carbonatos aumenta con la profundidad (0-10%). Desarrollo estructural subangular en bloques hasta masivo, estabilidad de agregados baja. Tiene un porcentaje de porosidad muy alto, contenido de carbonatos medio en los horizontes profundos y libre de carbonatos en los más someros. La textura del suelo es franca en el más somero, franca arenosa y franco arcillo arenosa en el tepetate y en los más profundos franca arcillosa. A los 55 cm empiezan los horizontes que conforman los residuos de construcción. Hay presencia de raíces y su densidad va de alta a baja. La vegetación dominante son pastos y casuarinos. Los artefactos encontrados fueron: plástico, yeso, ladrillo, vidrio, uncel y concreto.

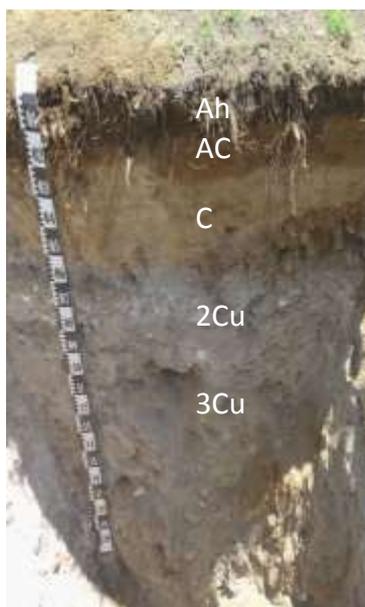


Figura 20. Fotografía del Perfil 4

Descripción del perfil

Tabla 7. Descripción del perfil 4 con base en las observaciones realizadas en campo

Horizontes	Profundidad (cm)	Descripción
Ah	0-10/15	Color pardo muy oscuro en húmedo (10 YR 2/2), textura franca C, pH muy ligeramente alcalino (7.19), contenido de carbonatos en campo 0%, estructura subangular en bloques gruesos, pedregosidad 5%, poros comunes, vesiculares, tabulares y finos. Estabilidad de agregados baja. Densidad de raíces muy alta 21-50 dm ² , límite claro uniforme
AC	10/15-30	Color pardo en húmedo (10 YR 4/3), textura franca arenosa CA, pH moderadamente alcalino (8.16), contenido de carbonatos en campo 0%, estructura subangular en bloques gruesos, pedregosidad 5%, poros comunes, tabulares y muy finos. Estabilidad de agregados baja. Densidad de raíces muy alta 21-50 dm ² , límite difuso ondulado
C	30-55	Color pardo en húmedo (10 YR 4/3), textura franca arcillo arenosa CRA, pH fuertemente alcalino (8.54), contenido de carbonatos en campo 0-0.5%, estructura subangular en bloques medianos, pedregosidad 5%, poros comunes, tabulares y muy finos. Densidad de raíces muy alta 21-50 dm ² , límite abrupto uniforme.
2Cu	55-80	Color negro en húmedo (7.5 YR 2.5/1), textura franca arcillosa CR, pH fuertemente alcalino (9.32), contenido de carbonatos en campo 2-10%, estructura masiva, pedregosidad 30%. Densidad de

		raíces baja 3-5 dm ² , límite abrupto uniforme. Artefactos (8%): vidrio, yeso, ladrillo
3Cu	80-200	Color negro en húmedo (7.5 YR 2.5/1), textura franca arcillosa CR, pH fuertemente alcalino (8.61), carbonatos en campo 2-10%, estructura masiva, pedregosidad 30%. Densidad de raíces nula. Artefactos (10%): concreto, unicel, ladrillo

8.1.5 Interpretación de las características del suelo

Procesos pedogenéticos dominantes

En todos los perfiles se distinguieron tres grandes capas (Figura 21). En la primera capa se identifica un horizonte delgado de 5-20 cm de espesor, donde ocurre la mineralización de la materia orgánica y la incorporación de esta al suelo, por lo que el proceso pedogenético dominante en superficie es la transformación de la materia orgánica y diferenciación del horizonte orgánico en todos los perfiles. La siguiente capa correspondiente al tepetate contiene dos horizontes, en el primero se observan los procesos de humificación e incorporación de materia orgánica al suelo, evidencia de este proceso es la coloración oscura y la disminución del pH.

En la parte más profunda de los perfiles, correspondiente a la capa de los residuos de construcción, los procesos que dominan principalmente son la transformación de la materia orgánica en condiciones reductoras. A pesar de los altos valores de conductividad hidráulica en superficie del suelo, por el alto contenido de arcillas en los horizontes profundos las cuales disminuyen la infiltración de agua, muy probablemente se lleven a cabo procesos de metanogénesis, dada la humedad que presentaban los horizontes profundos y la identificación de olores fétidos.

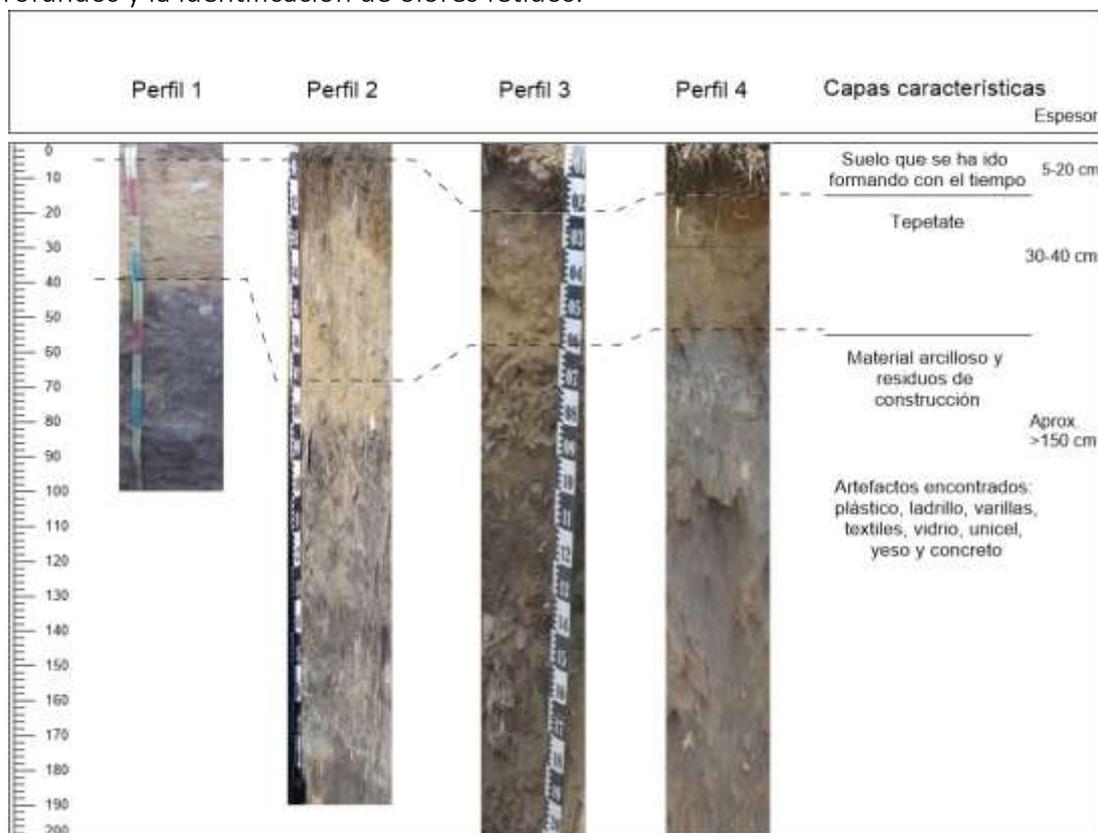


Figura 21. Capas características de los perfiles

Características ecológicas

La conductividad hidráulica en superficie de todos los perfiles es extremadamente alta (>24 cm/h), además de tener una alta porosidad superficial, pero por el alto contenido de arcilla a profundidad hay una buena capacidad de retención de agua para el crecimiento de las plantas.

Las concentraciones de sales y el incremento de pH a profundidad podrían representar una limitante para el crecimiento de especies con raíces profundas. El contenido de carbonatos es mayor con la profundidad, ya que provienen de los residuos de construcción al momento de la clausura del sitio.

8.2 Características físicas y químicas de los perfiles

Características físicas

En los cuatro perfiles, ambas densidades son mayores en superficie, hasta la capa de tepetate, a partir de este punto los valores disminuyen drásticamente. La densidad aparente en los horizontes superficiales se mantiene alrededor de 1 g/cm^3 , en la capa de tepetate se encuentra un máximo (1.12 g/cm^3) y en los horizontes profundos, está disminuye a valores entre 0.66 y 0.9 g/cm^3 . Ocurre lo mismo con la densidad real en los demás perfiles, la cual encuentra su máximo en los horizontes superficiales (2.6 - 2.7 g/cm^3) y disminuye en los horizontes de los residuos de construcción hasta 2.42 g/cm^3 .

La porosidad se calcula a partir de la relación entre la densidad aparente y real, es decir, tiene un comportamiento inversamente proporcional a estos parámetros y en este caso aumenta conforme la profundidad, normalmente es en los horizontes del tepetate donde encuentra su valor mínimo (52.13%) y aumenta a partir de este punto en la capa de residuos, hasta 73.28% de porosidad. Por otra parte, la textura que se refiere a la proporción relativa en que se encuentran las distintas partículas del suelo, en los cuatro perfiles los primeros horizontes son de textura franca, los horizontes de tepetate son de textura franca y franca arenosa; conforme aumenta la profundidad, aumenta el contenido de arcilla, siendo esta dominante en todos perfiles y varía entre 20 y 70% en los horizontes correspondientes a los residuos de construcción, por lo que se consideran horizontes arcillosos. Las características físicas de todos los perfiles pueden apreciarse de forma gráfica en las figuras 22, 23, 24 y 25.

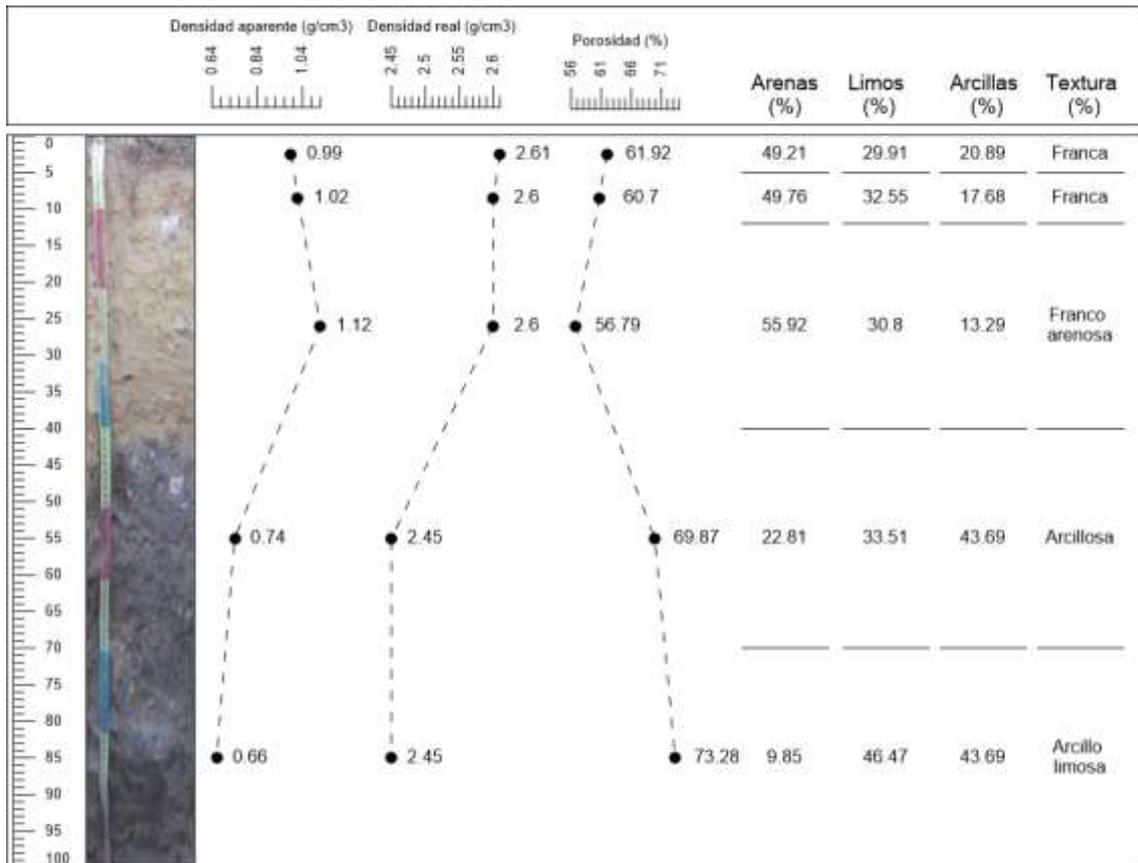


Figura 22. Características físicas del perfil 1

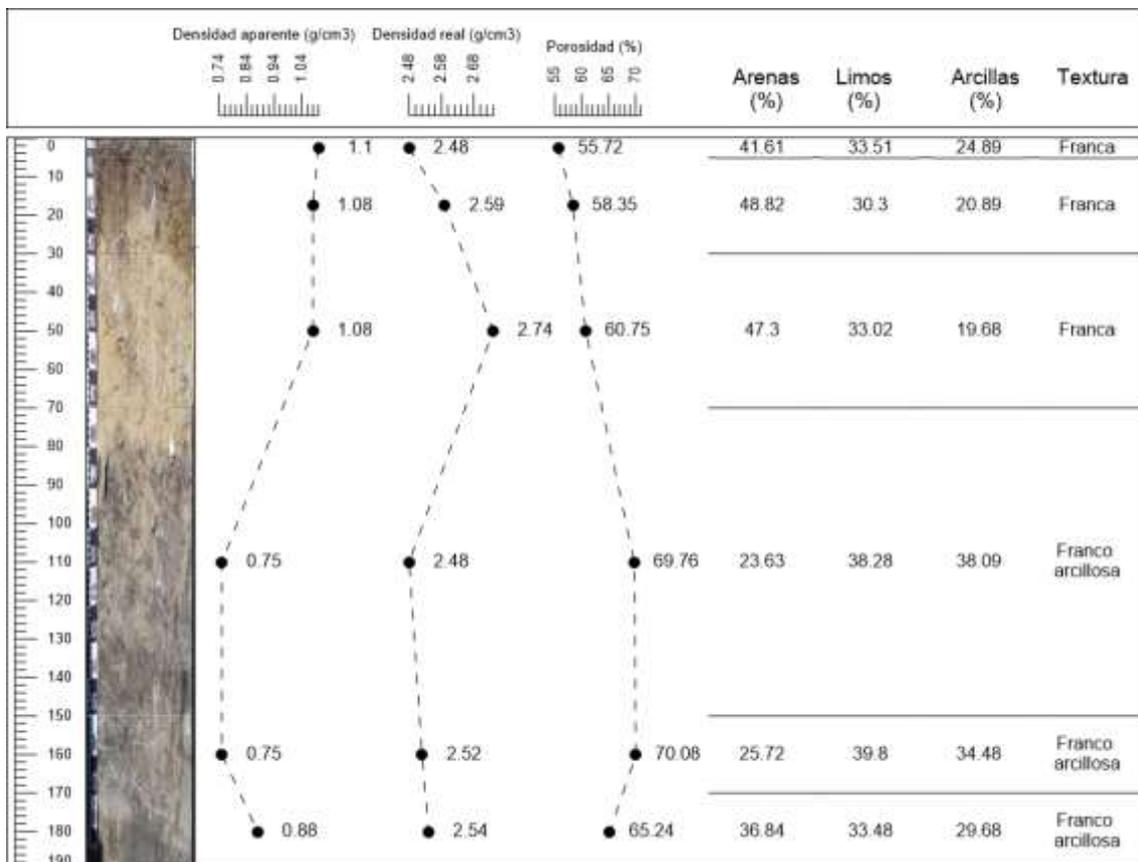


Figura 23. Características físicas del perfil 2

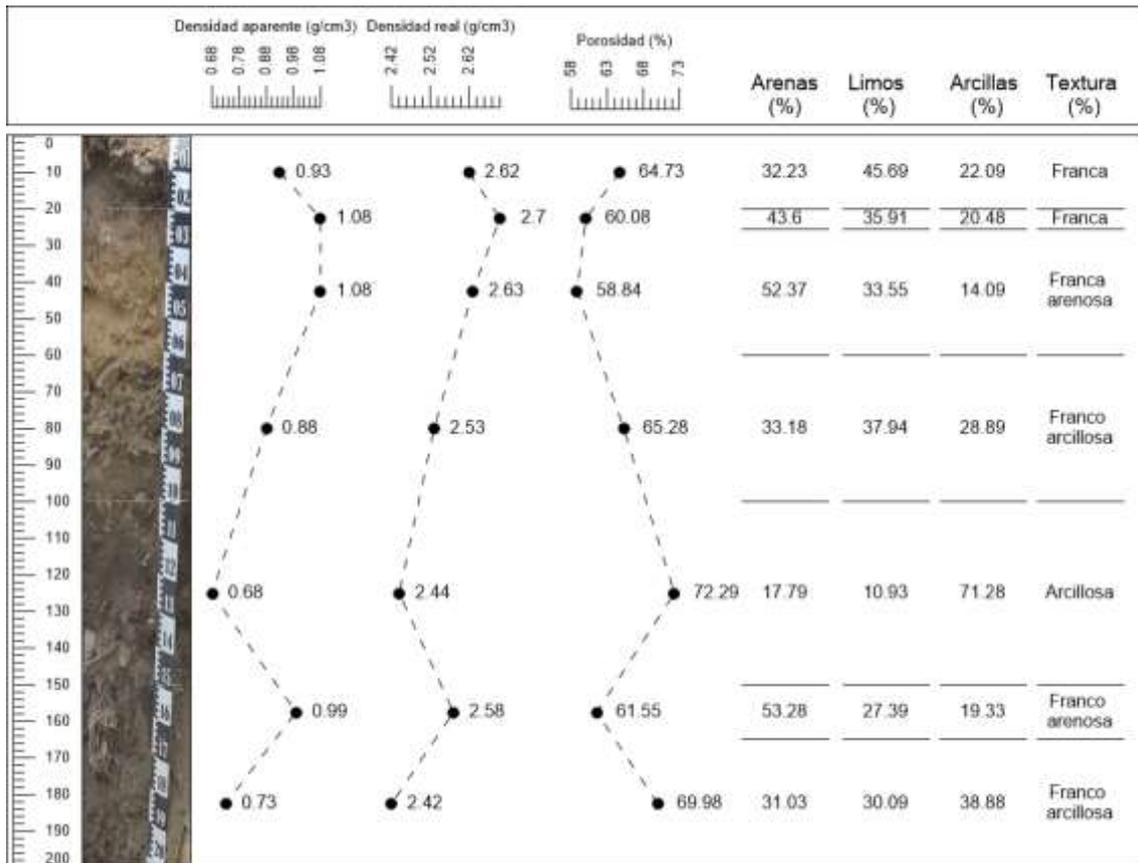


Figura 24. Características físicas del perfil 3

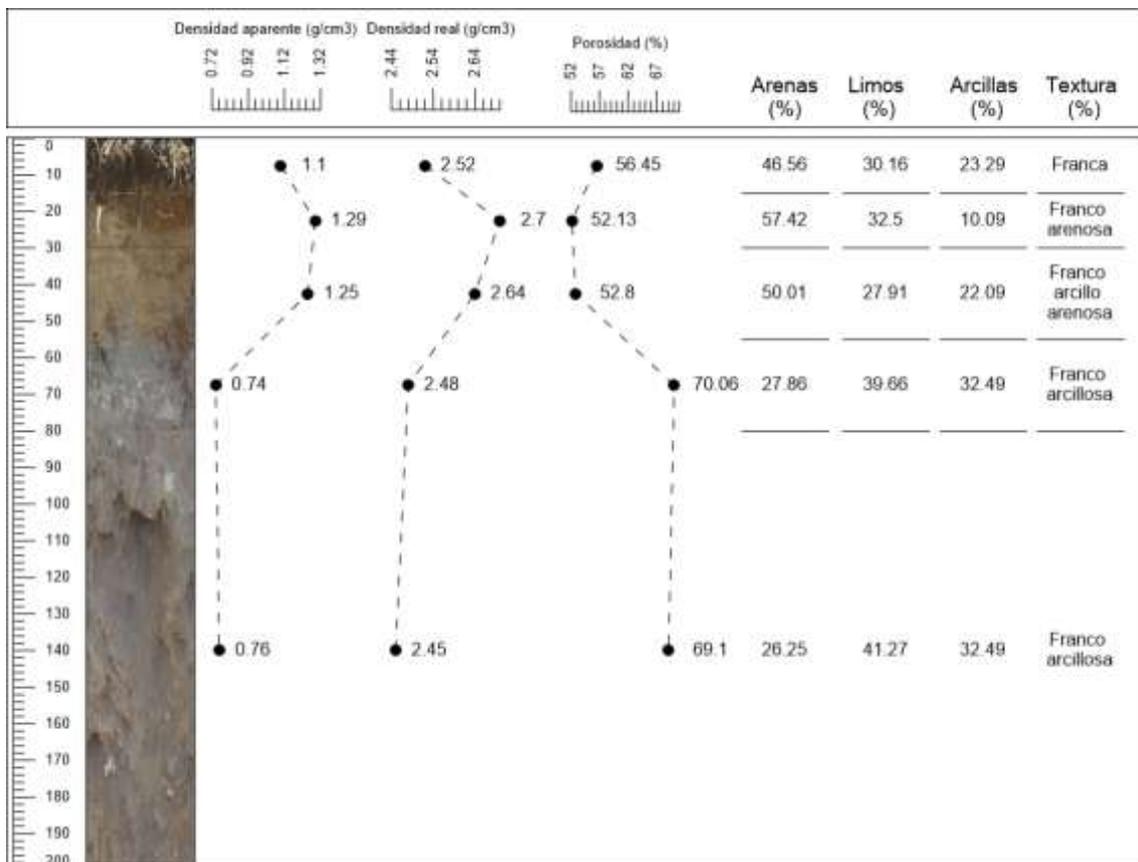


Figura 25. Características físicas del perfil 4

Características químicas

Se encontró que tanto el pH como la conductividad eléctrica aumentan con la profundidad, el pH va de muy ligeramente alcalino (7.03) a fuertemente alcalino (9.42), alcanzando los valores más altos en los donde se encuentran los residuos de construcción y artefactos. La conductividad eléctrica (CE) en los perfiles, de acuerdo con la NOM-021-RECNAT-2000, indica efectos despreciables de la salinidad, sin embargo, solo los horizontes entre los 70-150 cm de los primeros dos perfiles poseen una CE de 4.22 y 4.61 dS/m, están ligeramente afectados por salinidad.

En cuanto al contenido de bases intercambiables, los sitios de intercambio catiónico están ocupados en su mayoría por el Ca^{2+} , seguido por Mg^{2+} y K^+ , cuyas concentraciones se acrecentaron con la profundidad en todos los perfiles y en ocasiones, con un marcado aumento de estas bases en la capa de los residuos de construcción relacionado al mayor contenido de arcilla y al aumento del pH. En algunos perfiles, en la capa del tepetate la concentración de estas bases disminuyó. Hay un marcado aumento de Na^+ a partir de los 50 cm de profundidad, expresado con el aumento en los valores de la conductividad eléctrica debido a la presencia de los restos de cemento y concreto. De acuerdo con la NOM-021-RECNAT-2000, el contenido de bases intercambiables en el suelo de todos los perfiles es muy alto. Los valores pH, la conductividad eléctrica y el contenido de bases intercambiables a lo largo de todos los perfiles puede apreciarse de forma gráfica en las figuras 26, 27, 28 y 29.

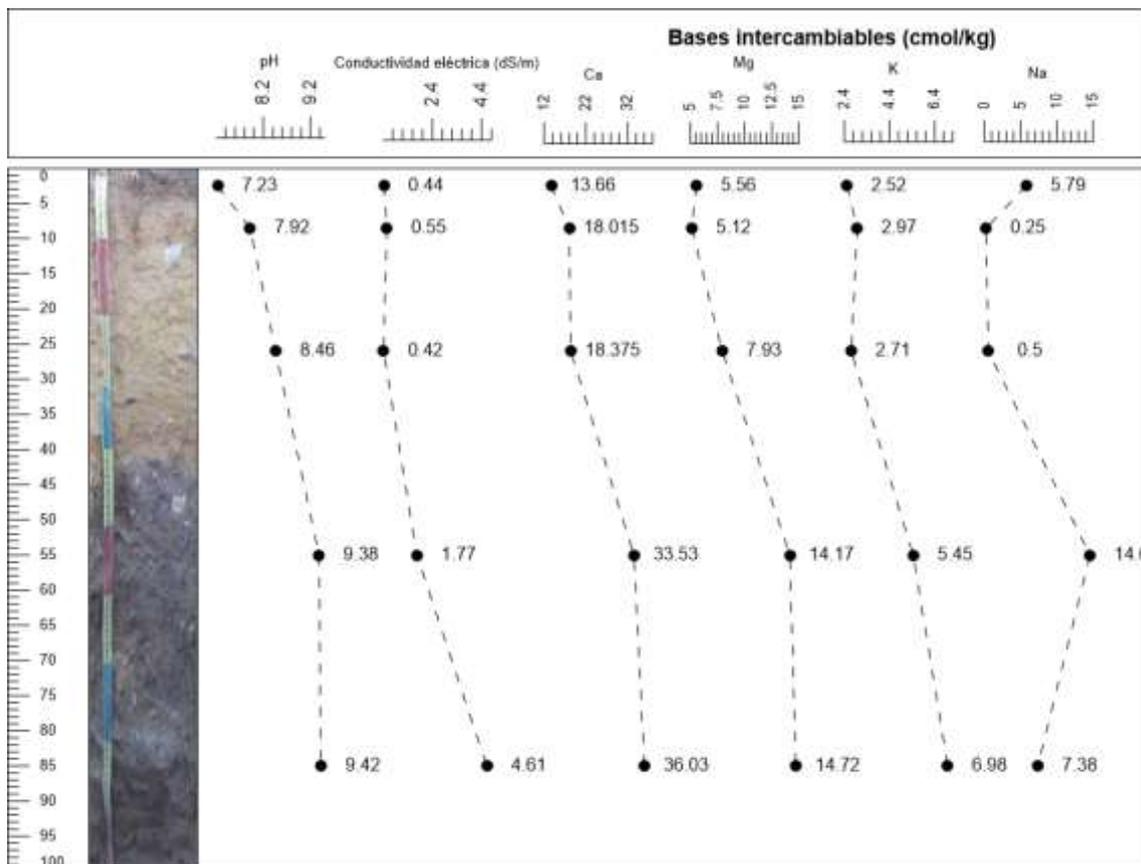


Figura 26. Características químicas del perfil 1

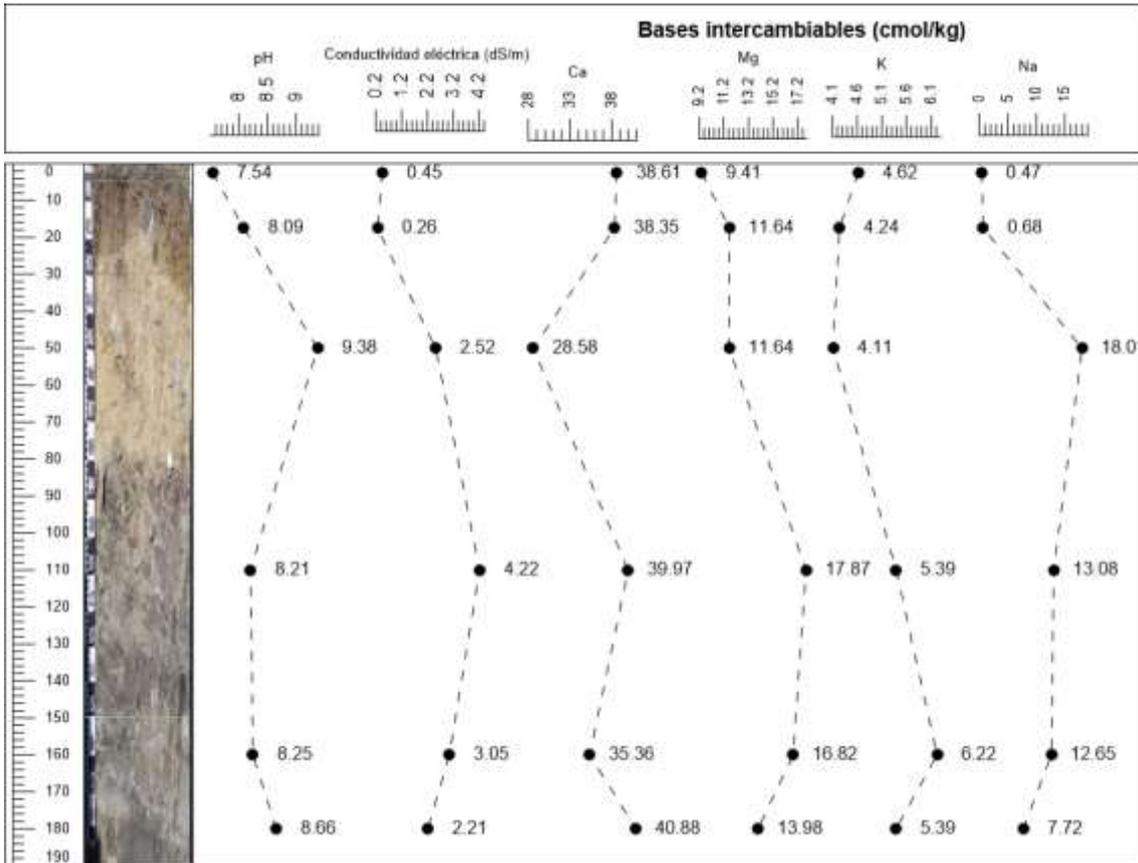


Figura 27. Características químicas del perfil 2

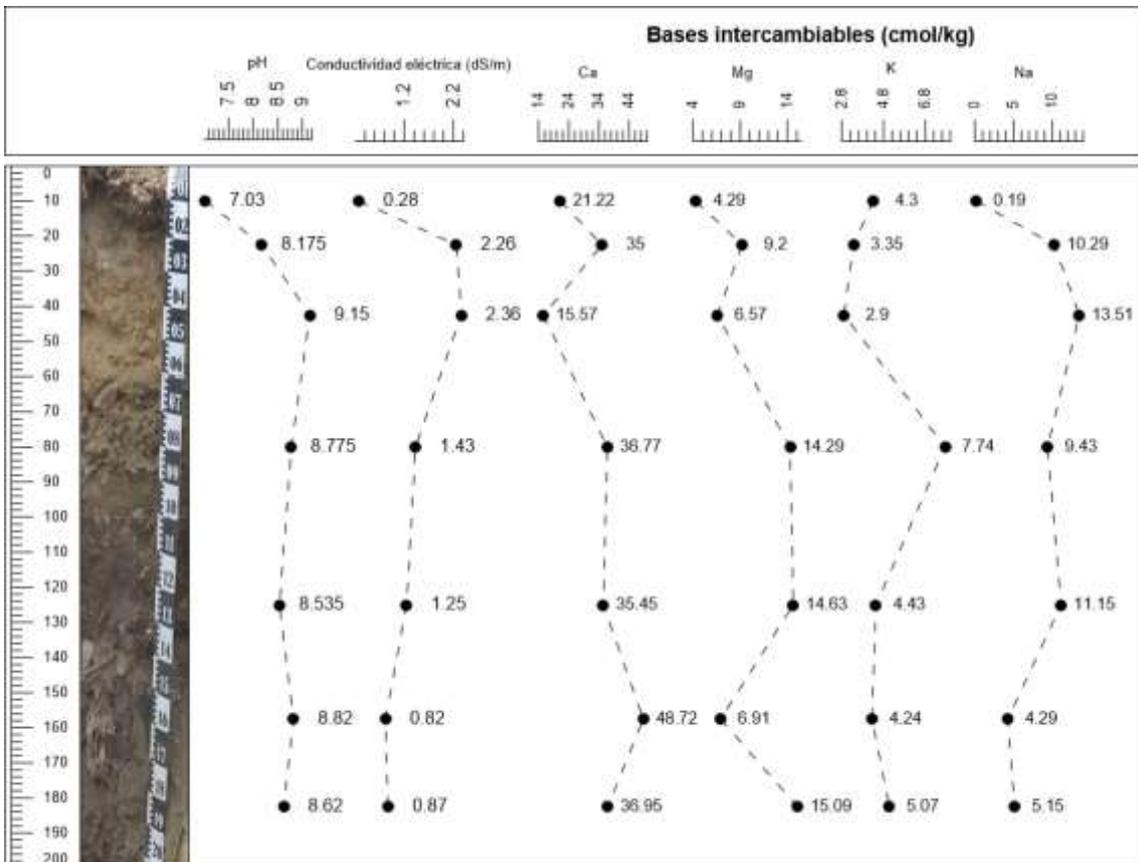


Figura 28. Características químicas del perfil 3

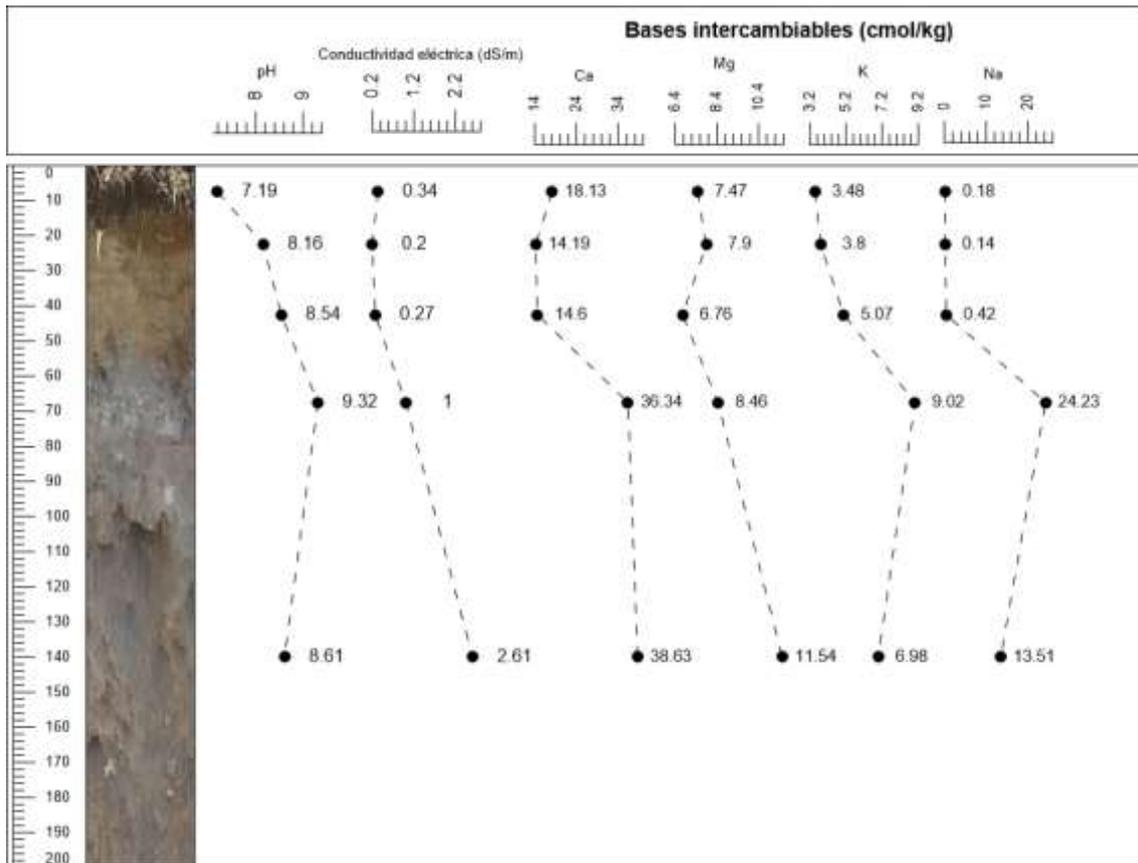


Figura 29. Características químicas del perfil 4

Una de las características importantes para el desarrollo de la vegetación son las concentraciones de C, N y P total en el suelo, además de P soluble en ácido, las que corresponden a los horizontes de los perfiles pueden apreciarse de forma gráfica en las figuras 30, 31, 32 y 33. El contenido de nitrógeno total en los perfiles aumenta con la profundidad, de acuerdo con la clasificación de Moreno (1978), el primer horizonte de suelo se clasifica de extremadamente rico en nitrógeno, donde los valores más altos se encontraron en los perfiles 3 y 4. La capa de tepetate es pobre en nitrógeno, mientras que en la capa de los residuos de construcción este parámetro aumenta considerablemente para caracterizarse como rica en nitrógeno, donde los valores más altos se encontraron en los perfiles 1 y 2. En cuanto al contenido de fósforo total en las muestras, este disminuye en los horizontes de tepetate (0.02-0.03%) mientras que los demás horizontes son superiores a este valor, en especial en los horizontes más profundos (0.05-0.12%).

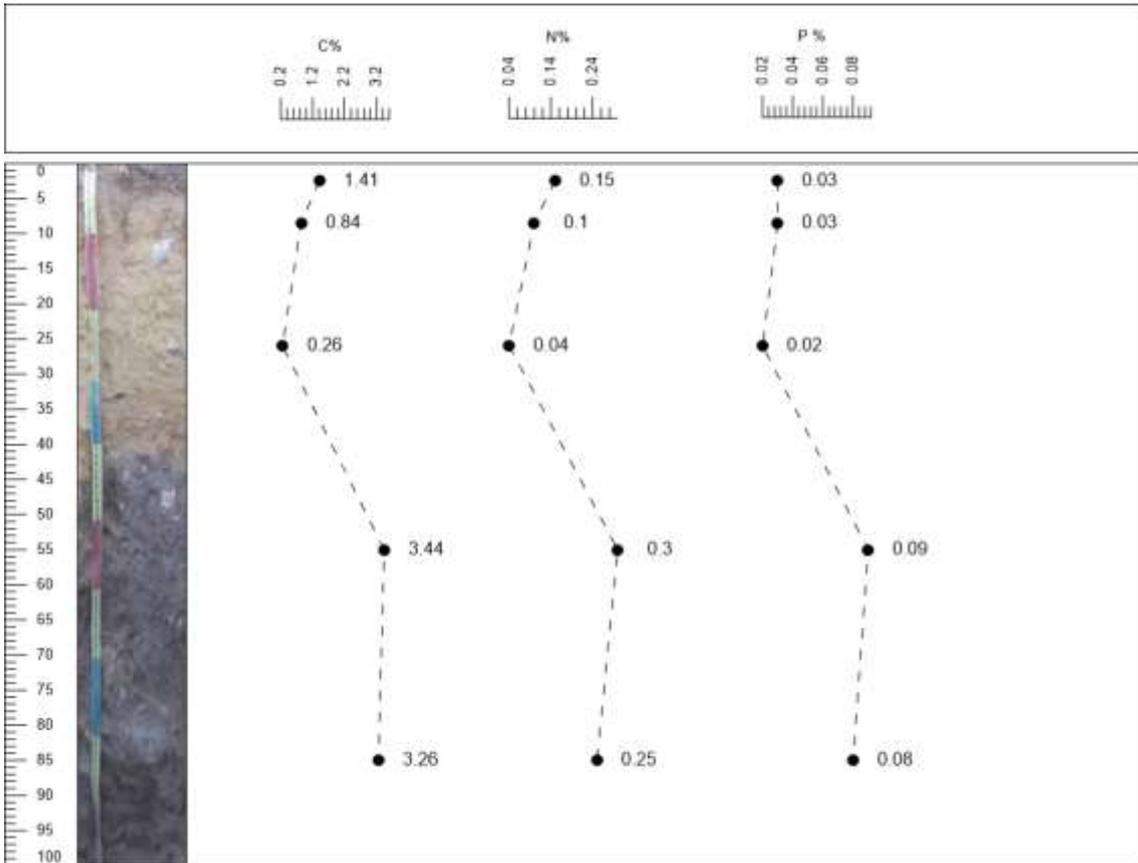


Figura 30. Contenido de C, N y P en el perfil 1

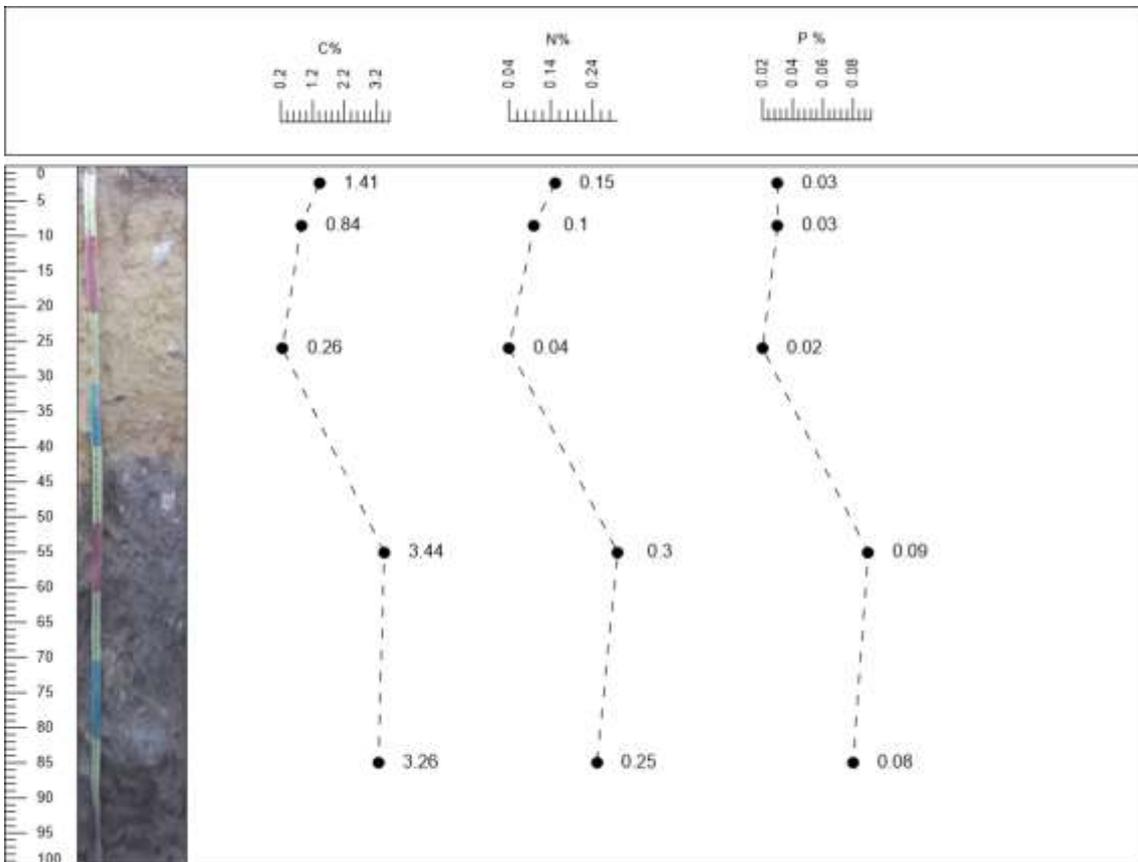


Figura 31. Contenido de C, N y P en el perfil 2

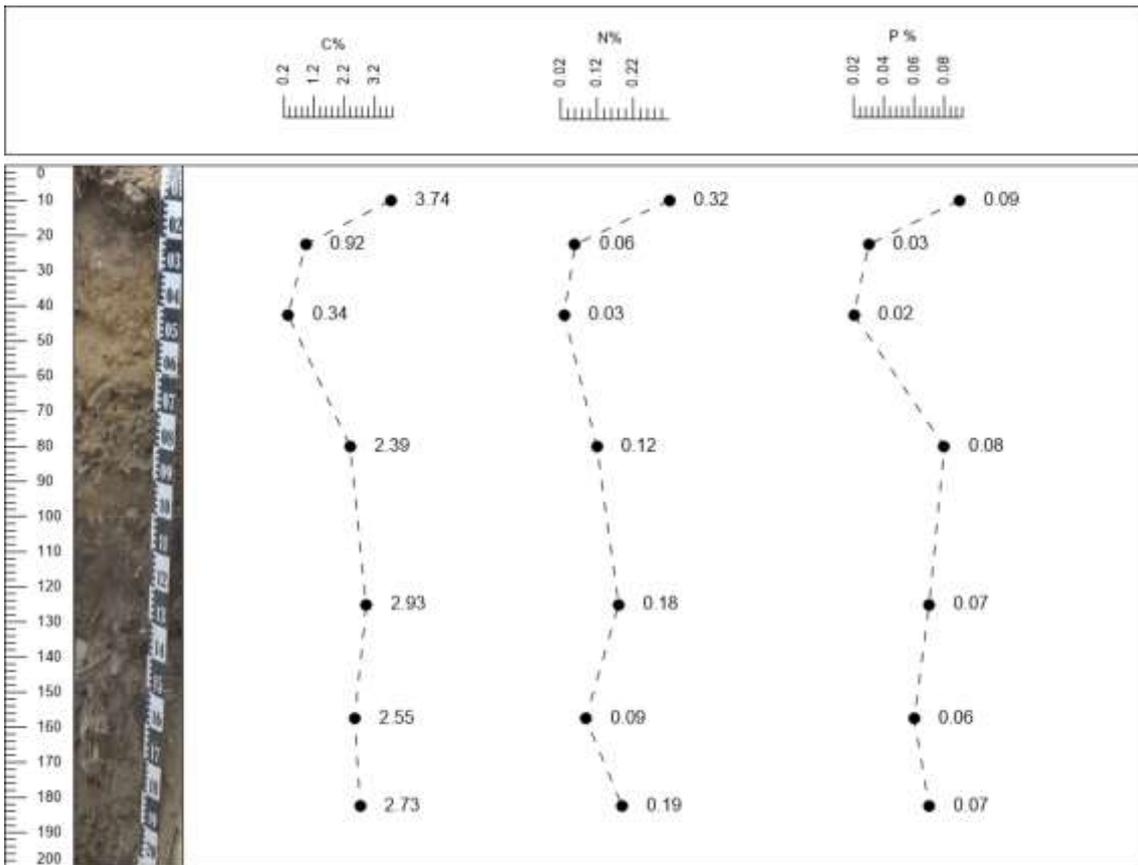


Figura 32. Contenido de C, N y P en el perfil 3

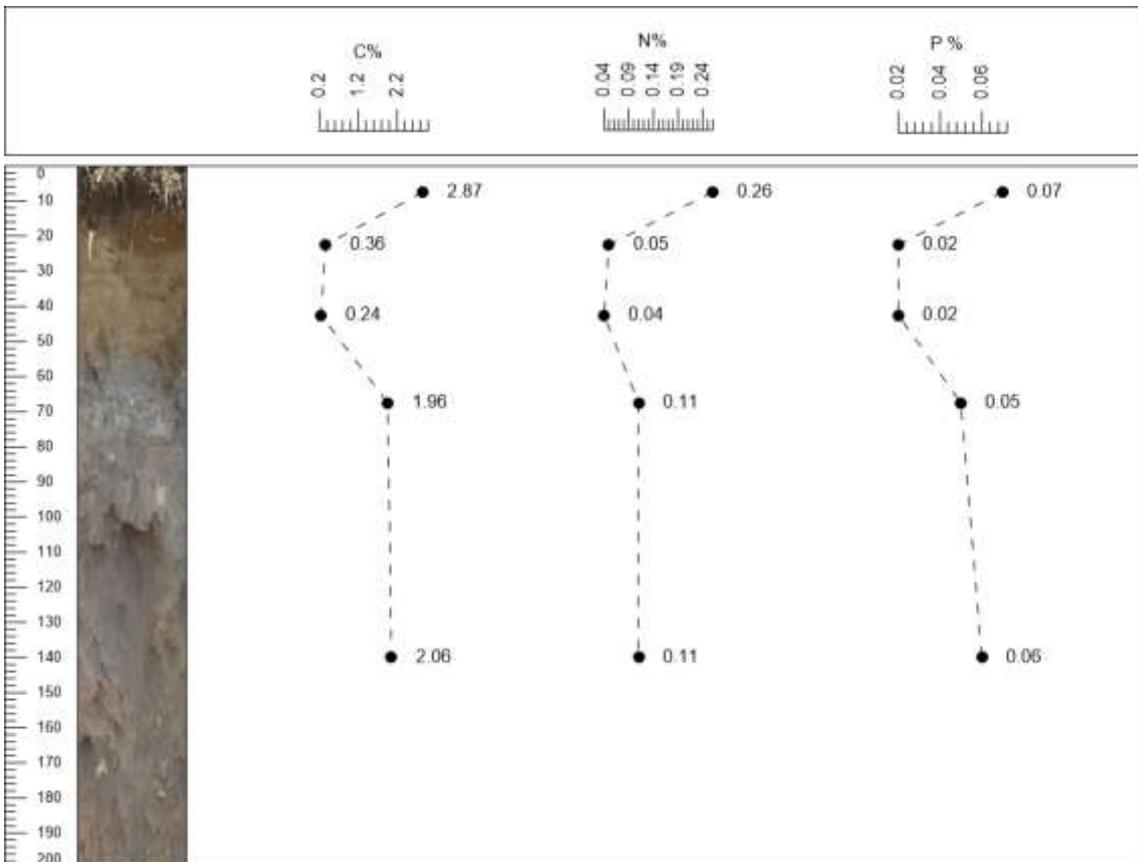


Figura 33. Contenido de C, N y P en el perfil 4

8.3 Estimación de la concentración de metales pesados, fracciones químicas y su riesgo de movilidad

Concentraciones totales

La NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 que establece los criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por distintos metales pesados y traza, presenta las concentraciones de referencia totales por tipo de uso de suelo, las cuales son comparadas con las concentraciones totales obtenidas en este estudio, si los valores obtenidos en los perfiles analizados superan el valor de referencia, entonces podrían existir riesgos de contaminación para el medio ambiente y generar efectos adversos para la salud.

En la tabla 8 se presentan las concentraciones totales de arsénico (As), cadmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni), plomo (Pb) y zinc (Zn) encontrados en los perfiles y se comparan con los límites máximos permisibles (LMP) establecidos en la norma mexicana. Cabe destacar que ninguna de las concentraciones totales obtenidas de todos los perfiles superó los valores establecidos por la legislación mexicana.

En el perfil 1 As, Cr, Cu, Pb y Zn aumentan con la profundidad, encontrando sus valores más altos en los horizontes de los residuos de construcción y artefactos. En este perfil se encontró la mayor concentración de As. Co y Ni disminuyen con la profundidad, mientras que Cd se mantiene constante a lo largo del perfil. En el perfil 2 existe un aumento en la concentración total de As, Cr, Cu, Pb y Zn en los horizontes más profundos, mientras que Co aumenta en la capa del tepetate, Ni y Cd se mantienen constantes con la profundidad.

En el perfil 3 las concentraciones totales de Cd, Co, Cr y Ni disminuyen con la profundidad, no se detectó el As en los últimos dos horizontes. Las mayores concentraciones de Cu, Pb y Zn de todos los perfiles se encontraron en este, en especial en los horizontes relacionados a los residuos de construcción, por lo que, en general estos elementos, además de As se encuentran relacionados a los residuos que se emplearon en la clausura del sitio. En el perfil 4 se observó que las concentraciones totales de Co, Cu, Ni, Pb y Zn disminuyen con la profundidad contrario a los anteriores perfiles, mientras que Cd y Cr se mantienen constantes, solamente As aumenta con la profundidad. Además, en este perfil se encontraron las menores concentraciones totales de todos los elementos analizados, posiblemente por encontrarse en los límites del terreno, es decir, que posiblemente existió un gradiente de distribución de los residuos y artefactos en el predio al momento de su clausura.

Tabla 8. Concentración total de los metales pesados encontrados en el perfil 2
 <LD: menor al límite de detección. As (0.64 mg/Kg)
 MÉXICO: Límite máximo permisible de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004

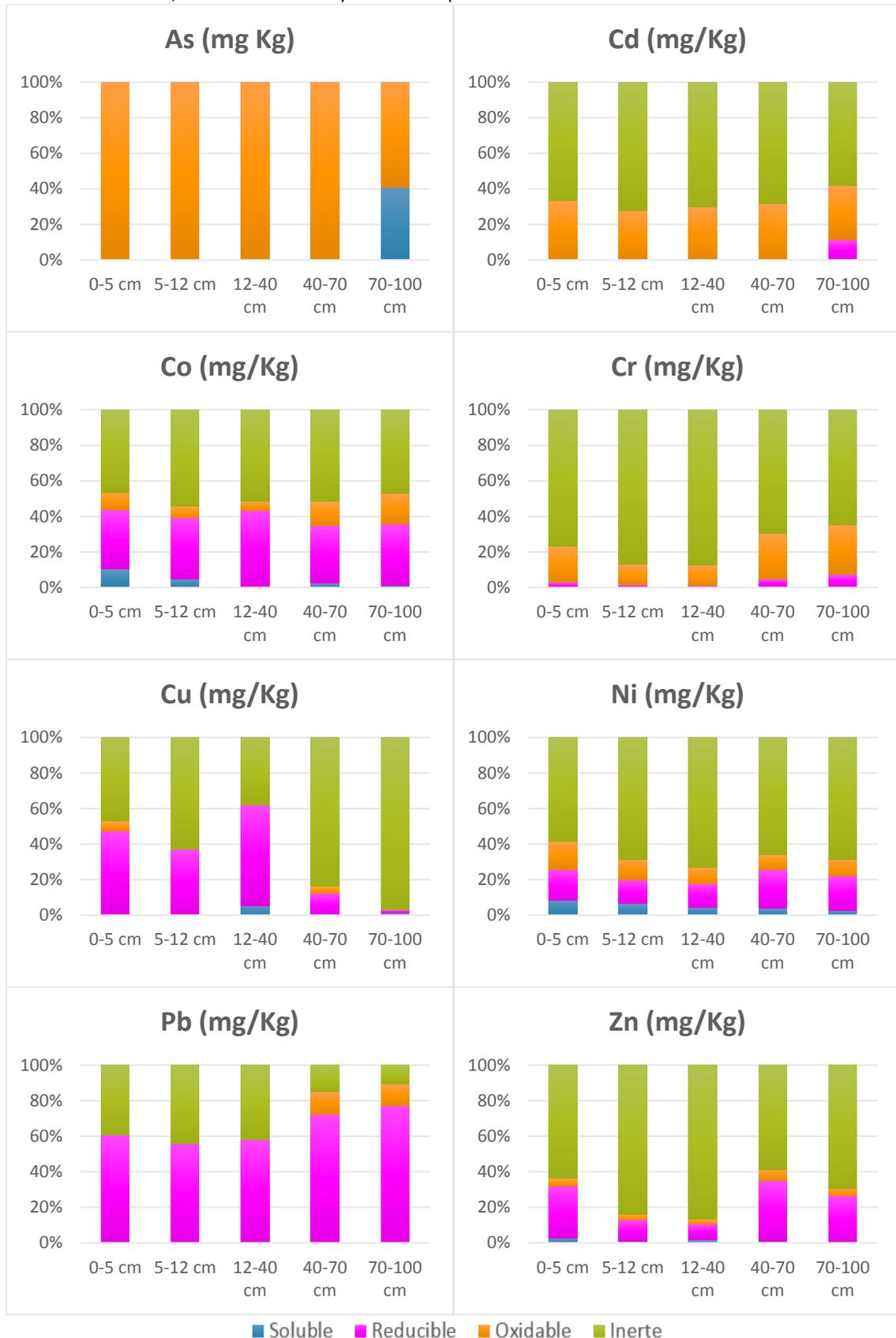
	Profundidad (cm)	Concentraciones totales (mg/Kg)							
		As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Perfil 1	0-5	1.20	1.59	7.83	13.28	16.47	18.43	10.67	51.37
	5-12	1.24	1.84	8.76	18.84	8.35	18.70	5.15	41.71
	12-40	1.10	1.73	6.69	15.75	7.47	14.49	3.82	28.91
	40-70	2.12	1.69	6.34	20.45	43.62	15.46	39.77	62.66
	70-100	4.09	1.74	6.38	20.92	14.71	15.09	20.87	48.90
Perfil 2	0-5	0.67	1.55	6.59	15.47	15.77	14.02	15.75	68.19
	5-23/30	1.63	1.72	7.95	17.39	11.01	15.35	7.02	43.18
	23/30-70	1.89	1.76	7.67	18.74	10.15	15.05	5.23	42.11
	70-150	2.61	1.99	5.37	18.33	20.69	15.23	26.94	61.62
	150-170	1.35	1.40	6.46	19.79	13.66	15.40	11.50	40.71
	170-190	2.17	1.78	5.28	18.54	43.51	13.74	68.68	97.45
Perfil 3	0-20	<LD	2.39	13.36	20.54	22.42	38.69	19.14	83.66
	20-25	1.22	1.89	8.78	21.28	34.59	18.96	25.64	91.35
	25-55/60	2.33	1.77	8.32	18.13	12.56	16.35	9.90	47.86
	60-100	1.33	1.74	5.36	20.90	79.94	20.25	102.70	135.92
	100-150	1.93	1.33	5.20	17.40	12.83	15.11	10.16	37.77
	150-165	<LD	1.36	5.21	18.51	16.49	13.70	43.10	115.76
	165-200	<LD	0.51	2.90	7.98	2.05	4.95	12.62	36.80
Perfil 4	0-10/15	<LD	1.54	9.59	18.51	16.31	21.68	12.94	69.44
	10/15-30	2.15	1.41	9.39	17.76	16.48	14.67	11.02	36.07
	30-55	<LD	1.78	11.71	21.14	16.26	16.16	11.16	35.71
	55-80	1.95	1.41	6.28	18.56	12.81	14.34	9.58	39.15
	80-200	2.53	1.02	3.40	12.74	8.95	9.42	4.51	28.94
LMP	MÉXICO	22	37	-	280 (VI)	-	1600	400	-

Fraccionamiento químico

Este método permite identificar los principales parámetros del suelo que favorecen la retención o movilidad de los metales pesados, además de su origen, donde a mayor contenido de la fracción residual están asociados a los minerales del suelo, como el tepetate y el material arcilloso, pero si las demás fracciones son mayores a la residual, entonces provienen de una fuente distinta al suelo (Han *et al.*, 2001 y Xiaoli *et al.*, 2007).

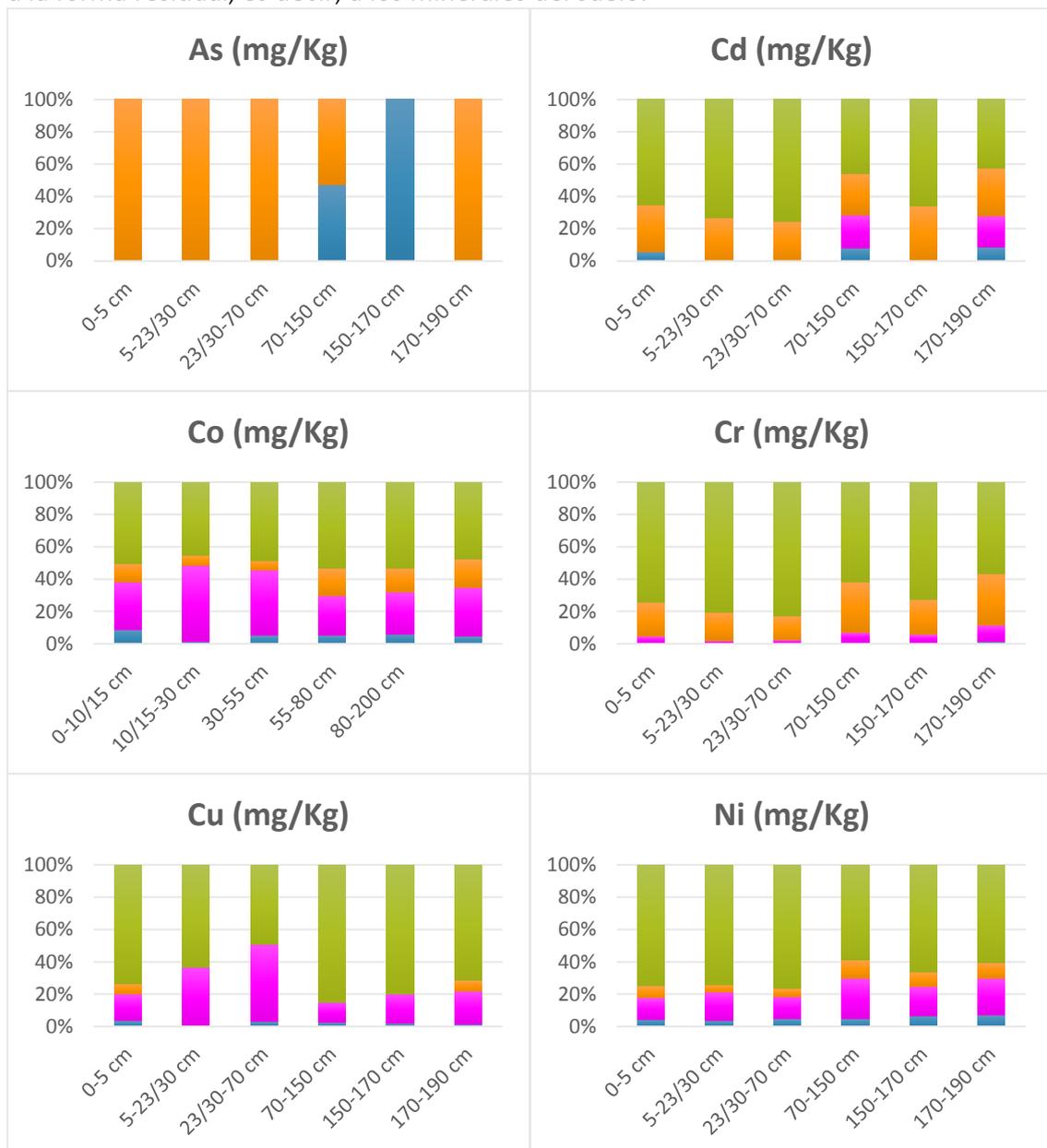
En el perfil 1 (gráficas 1-8) el elemento con mayor potencial de causar daños a la salud y contaminar el medio ambiente es el arsénico, ya que la concentración de la forma soluble en ácido es alta, 1.67 mg/kg. Las mayores proporciones de la fracción reducible fueron de Pb (60-70%) y en menor medida Co (alrededor del 40%) y Cu (5-60%), ambos elementos estaban también asociados a la forma oxidable (oxidación de la materia orgánica) y residual. Sin embargo, el plomo al tener una mayor concentración de la forma reducible que la residual, se considera que tiene un origen antropogénico relacionado a los materiales de clausura. Por otra parte, As casi en su totalidad y en menor proporción, Cd (<25%), están principalmente relacionados a la forma oxidable. Finalmente, Ni, Cd, Cr,

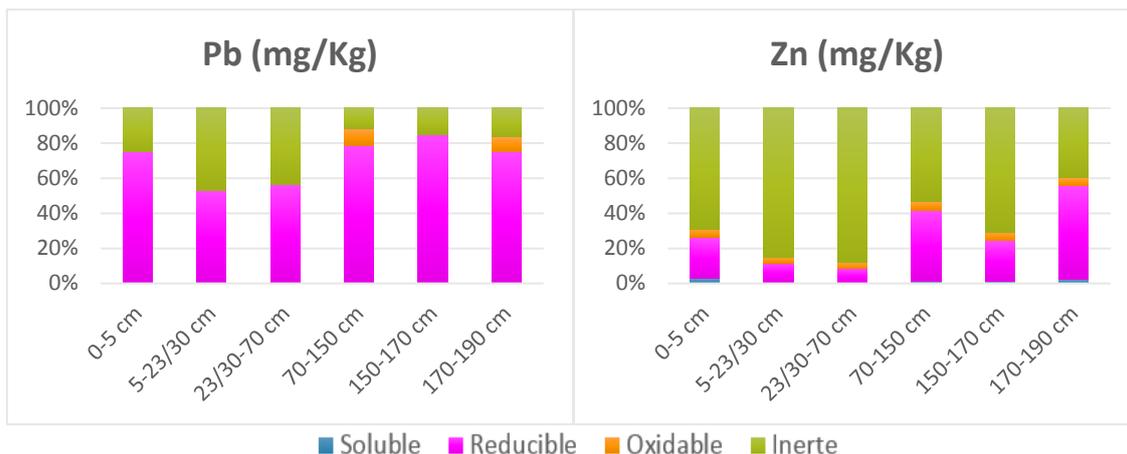
Cu y Zn están en gran medida (>50%) relacionados a la forma residual, es decir, a los minerales de los materiales de clausura. Ni y Zn también están asociados a la forma soluble en ácido, ambos disminuyen con la profundidad.



Gráficas 1-8. Fraccionamiento químico de los metales pesados del perfil 1.

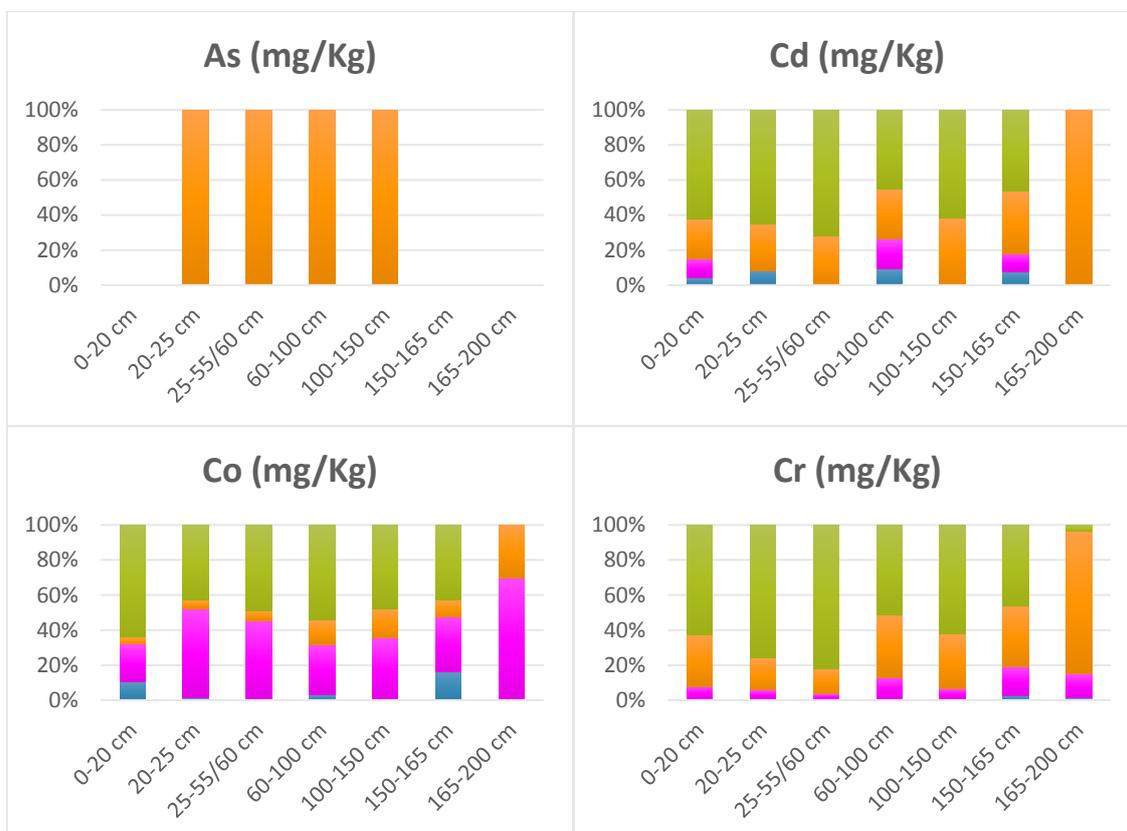
En el perfil 2 (gráficas 9-16) de nuevo As es el elemento con mayor potencial de causar daños a la salud de los seres vivos y contaminar el medio ambiente, ya que la forma soluble en ácido representa el 100% de un horizonte (1.35 mg/kg) y casi la mitad de otro (1.22 mg/kg) correspondientes a los residuos de construcción. Las mayores proporciones de la fracción reducible fueron de Pb (>50%) y en menor medida Co (alrededor del 30%) y Cu (10-50%), estos elementos están también asociados a la forma oxidable y residual. Plomo y arsénico al tener una mayor concentración de la fracción reducible y oxidable respectivamente y en especial en los horizontes más profundos, tienen un origen antropogénico relacionado a los residuos de construcción. As casi en su totalidad y en menor proporción, Cd (<25%), están relacionados a la forma oxidable, es decir, a la materia orgánica. Finalmente, Ni, Cd, Cr, Cu y Zn están en gran medida (>50%) asociados a la forma residual, es decir, a los minerales del suelo.

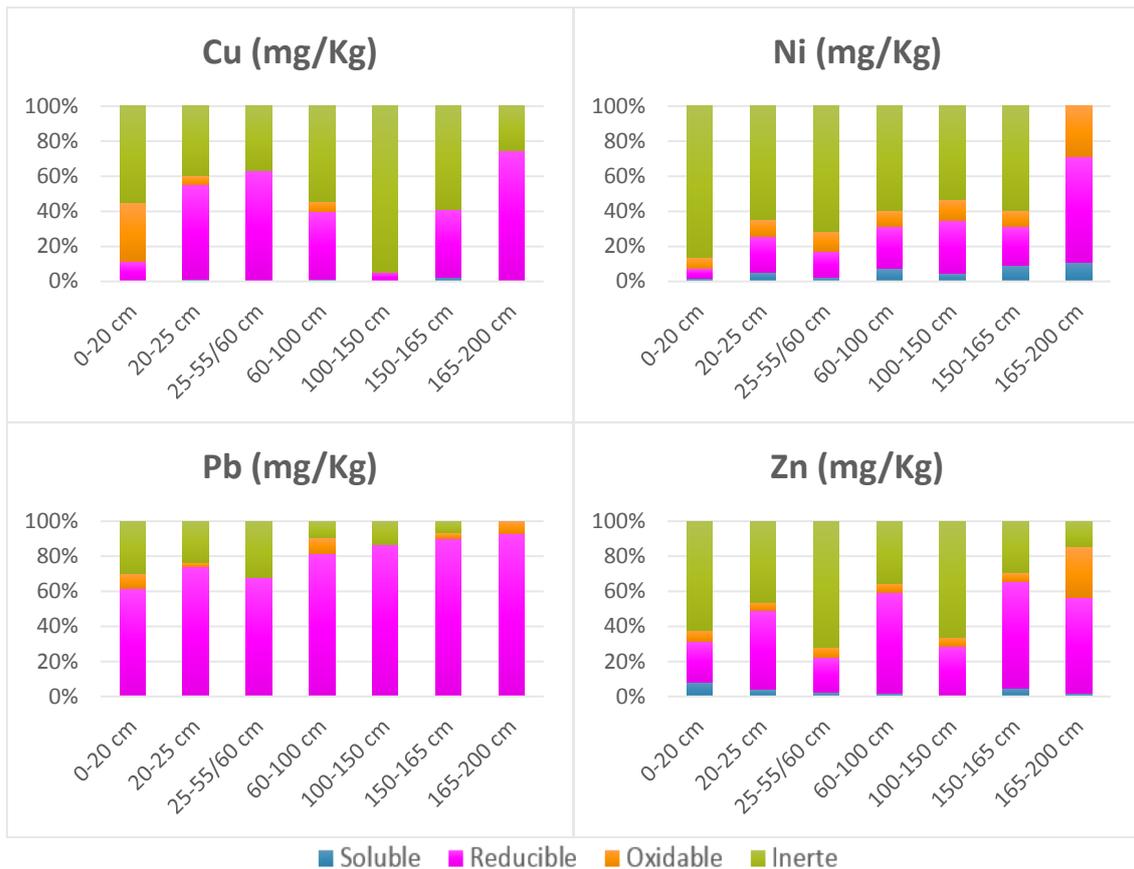




Gráficas 9-16. Fraccionamiento químico de los metales pesados del perfil 2.

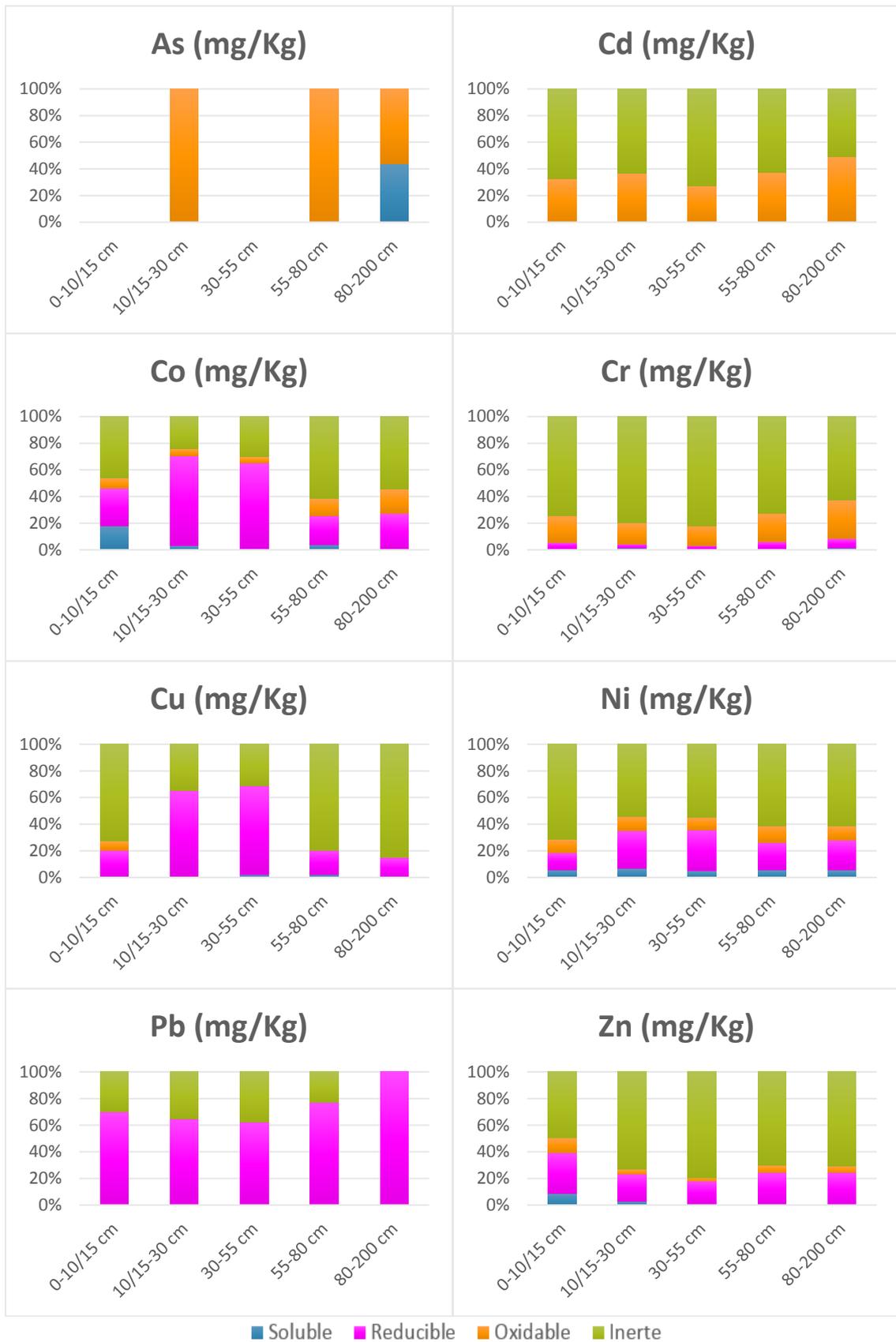
En el perfil 3 (gráficas 17-24) las mayores proporciones de la fracción reducible fueron de Pb (>60%) y al igual que en los perfiles anteriores, este elemento debe su origen en el sitio a los residuos de construcción. En cuanto a Co la primera fracción secuencial tiene una distribución bastante irregular en el perfil, aunque es mayor en el primer y penúltimo horizonte. Por otra parte, As en su totalidad y en menor medida Cd se encontraron asociados a la fracción oxidable. Finalmente, Ni, Cd, Cr, Cu y Zn están en gran medida (>50%) relacionados a la forma residual, es decir, a los minerales del suelo. Ni y Zn también están asociados a la forma soluble en ácido, en el caso de Ni aumenta con la profundidad y Zn disminuye.





Gráficas 17-24. Fraccionamiento químico de los metales pesados del perfil 3.

En el perfil 4 (gráficas 25-32) el As es el elemento con mayor potencial de causar daños a la salud de los seres vivos y contaminar el medio ambiente, ya que la forma soluble en ácido representa poco más del 40% del último horizonte (1.12 mg/kg). Las mayores proporciones de la fracción reducible fueron de Pb (60-100%) y en menor medida Co (20-70%) y Cu (10-70%), estos elementos en este perfil parecen provenir del tepetate y también están asociados a la forma oxidable y residual, además cuentan con una parte soluble en ácido (a excepción de Pb). Por otra parte, As casi en su totalidad y en menor proporción Cd, están principalmente relacionados a la forma oxidable, es decir, a la materia orgánica. Finalmente, Ni, Cd, Cr, Cu y Zn están en gran medida (>50%) relacionados a la forma residual, a los minerales del suelo. Ni y Zn también están asociados a la forma soluble en ácido, en el caso de Ni se mantiene constante en el perfil y Zn disminuye con la profundidad.



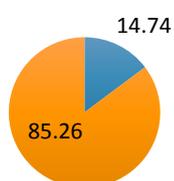
Gráficas 25-32. Fraccionamiento químico de los metales pesados del perfil 4.

Riesgo de movilidad de los metales pesados

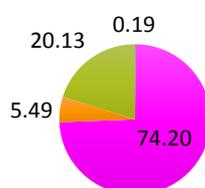
El riesgo de movilidad de los metales analizados en todos los perfiles es As>Pb>Co>Zn>Cd>Cu>Ni>Cr (Gráficas 33-40). En el anexo 12.1 se muestran las gráficas correspondientes a cada perfil.

Los metales pesados con mayor riesgo de movilidad son: arsénico, plomo y cobalto. El 53% de cobalto, está asociado a la forma reducible (38.34%), seguida de la oxidable (9.66%) y por último la forma soluble en ácido (5%). Plomo en 74.2% está asociado a la forma reducible, 5.49% a la oxidable y 0.19% a la soluble en ácido. El 100% de arsénico, está distribuido entre la fracción oxidable (85.26%) y la soluble en ácido (14.74%), por lo que este es el elemento con mayor riesgo de movilidad y de contaminación hacia el medio ambiente. Los elementos que están relacionados en su mayoría a la fracción residual y que no representan un riesgo al medio ambiente son Zn, Cd, Cu, Ni y Cr.

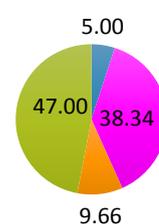
Arsénico (%)



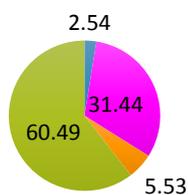
Plomo (%)



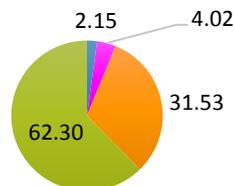
Cobalto (%)



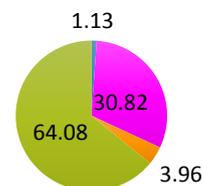
Zinc (%)



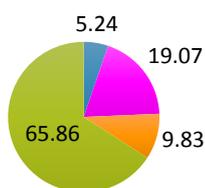
Cadmio (%)



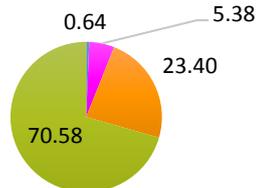
Cobre (%)



Níquel (%)



Cromo (%)



■ Soluble ■ Reducible ■ Oxidable ■ Inerte

Gráficas 33-40. Riesgo general de movilidad de los metales pesados en los perfiles de los suelos del Parque Ecológico Cuitláhuac pesados de los perfiles.

IX. Discusión

Los suelos del Parque Ecológico Cuitláhuac son el resultado de la combinación de materiales que fueron utilizados para tapar los residuos del basurero y dar lugar a un espacio de recreación. Durante los años subsecuentes a su creación, los residuos de construcción, el material arcilloso negro y el tepetate que se utilizaron para clausurar el sitio han fungido como material parental artificial de los primeros horizontes que son el producto de los cambios físicos como la compactación, la erosión, y cambios químicos como la incorporación de material orgánico en superficie y el intemperismo de los materiales de relleno.

9.1 Características físicas y químicas de los perfiles

Todos los perfiles del Parque Ecológico Cuitláhuac poseen una morfología propia, con límites evidentes y generación de estructura en las capas superficiales, sin embargo, esta tendencia no es evidente en los horizontes profundos de la capa de los residuos de construcción que incluso carecen de un suelo estructurado.

La particularidad más evidente de los perfiles descritos por haberse mantenido en zonas sin cambios de suelo y vegetación relevantes en superficie durante 16 años, es la identificación de tres capas características, la primera corresponde al suelo actual que se ha ido formado en los últimos 35 años y el proceso pedogenético dominante es la mineralización y humificación de la materia orgánica, evidenciados principalmente por los colores pardo-oscuros y el pH muy ligeramente alcalino que presentan (FAO, 2009 y Foth y Turk, 1980). Considerado que los suelos fueron ubicados en las zonas en donde se ha tenido mayor estabilidad con vegetación permanente, este horizonte tiene un espesor entre 5 y 20 cm, por lo tanto, la velocidad de formación del suelo es aproximadamente de 0.14 y 0.58 cm/año. Santini, T. y Fey, M. (2016) destacan en su estudio que incluso 20 años después de la clausura de sitios de disposición final, es posible observar la formación de suelo en la superficie debido a las propias características de los materiales parentales y la erosión del suelo, la adición de enmiendas orgánicas puede acelerar la pedogénesis.

Autores como Sere, et al (2010) y Huot (2013) mencionan que la acumulación de materia orgánica en las capas superiores, así como la influencia de la vegetación en la transformación rápida del suelo, valores altos de permeabilidad y una alta variabilidad en el pH son características propias de los tecnosuelos, mismas que pueden apreciarse en este estudio. Además, en cuanto al contenido de C total, hay una acumulación importante de este entre 1.4 % y 3.74% en superficie, valores muy semejantes a suelos agrícolas, por lo que el suelo está cumpliendo también la función de sumidero de carbono. Debido a que esta capa no interactúa con las más profundas, el contenido de carbonatos es casi nulo y no presenta problemas de salinidad, por lo que, a primera vista, cada capa característica es independiente de la adyacente.

Los siguientes horizontes, es decir, segundo y tercero de cada perfil, corresponden a la capa de tepetate, la cual tenía la función de sepultar los desechos del basurero, evitar la infiltración de agua y la emisión incontrolada de gas (Miranda, M, 2011), esta capa tiene un espesor promedio de 50 cm, en cuyos horizontes se observan valores de densidad aparente cercanos a 1 g/cm³, no se trata ya de un material compactado, al contrario, es uno muy poroso aun si sus densidades son ligeramente mayores a los horizontes

adyacentes, ya que por el paso del tiempo y los intervalos entre sequías y lluvias, sus características físicas han cambiado. Estos resultados son similares a los observados por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, donde con el paso del tiempo este tipo de capas se iban deteriorando (Dwyer, 1998). Sin embargo, el material aún conserva muchas de sus propiedades naturales, como es el pH alcalino, baja proporción de arcilla y baja disponibilidad de nutrientes mayores. El horizonte más somero del tepetate está influenciado por el horizonte que está encima, debido a su color pardo y mayor contenido de MO que el horizonte que le subyace, además del bajo contenido en carbonatos y un pH moderadamente alcalino.

Por último, se encuentran los horizontes relacionados a los residuos de construcción y el material arcilloso negro que se emplearon para la clausura del sitio, debajo de este y de acuerdo con los estudios realizados por la FES ZARAGOZA (Arteaga *et al.*, 2005) se encuentra la basura de este antiguo tiradero que tiene 20 metros de espesor. Estos horizontes no poseen estructura, son masivos e indican un lento proceso de pedogénesis, su contenido de carbonatos es mayor al de las demás capas, debido a la presencia de residuos de materiales de construcción, su color en húmedo negro o grisáceo muy oscuro está relacionado con el aumento de contenido de materia orgánica, también puede ser un indicador de óxidos de manganeso (FAO, 2009), o bien, ambientes reducidos y con óxidos de hierro (Foth y Turk, 1980). Esta capa, debido al pH fuertemente alcalino (>8.5), densidades aparentes y reales muy bajas, carente de estructura y con presencia de residuos de construcción, puede representar una limitante al desarrollo de la vegetación, evidenciado por la densidad de raíces de media a baja y en ocasiones, nula.

El alto contenido de arcillas, a pesar del elevado espacio poroso (60-70%), hacen que esta capa permanezca saturada casi todo el tiempo, la presencia de olores fétidos indica la degradación de la materia orgánica en condiciones de baja disponibilidad de oxígeno, principalmente en el perfil 2. En su tesis, Galván (1995) menciona que las condiciones reductoras de los sustratos más profundos generan productos como metano, etano, propano, ácido sulfúrico y amoníaco. Esto podría estar relacionado también al acomodo de la basura y la forma de clausura del sitio, es decir, que hacia el centro del predio se hubiesen colocado restos orgánicos y en la periferia principalmente residuos de construcción, además el contenido de nitrógeno total aumenta considerablemente en esta capa para caracterizarse como extremadamente rico en los perfiles 1 y 2. Es importante notar que al retirarse parte de la capa de tepetate en el centro del predio, cuando se construyeron las lagunas artificiales, el gas quedó atrapado debajo de la geomebrana formando las burbujas que se ven actualmente.

Por las características del suelo anteriormente mencionadas, al desarrollarse vegetación en el parque, es de esperar que las raíces provoquen cambios en las propiedades del suelo, tales como el desarrollo de estructura en el suelo, densidades bajas, textura preferencialmente francas y un mayor aporte de materia orgánica (Sere *et al.*, 2010 y Huot *et al.*, 2013), por lo que el proceso de pedogénesis es más evidente en los primeros tres horizontes, sin embargo, en general hay una evolución en las características de los perfiles lenta, ya que los horizontes relacionados a los residuos de construcción y artefactos carecen de estructura y están fuertemente influenciados por el material parental artificial empleado en la clausura del sitio.

Las otras tesis llevadas a cabo en el parque como las de Galván (1995), Duarte (2005), Arteaga *et al.*, (2005), Ceja (2011), Domínguez y Hernández (2011), López (2012) y Muñoz (2013), realizaron sus estudios a nivel superficial, a profundidades menores a los 30 cm y comparando sus resultados con los de esta tesis para las dos primeras capas (el suelo formado y la de tepetate), en general el suelo del parque posee una baja conductividad eléctrica 0.01-1.48 dS/m, el pH es de ligeramente alcalino a medianamente alcalino, hay un alta CIC y MO en superficie, presencia de agregados y contenido de carbonatos bajo. Por lo que, en superficie las características del suelo se han mantenido constantes.

9.2 Concentración total de los metales pesados, fracciones químicas y su riesgo de movilidad

9.2.1 Concentraciones totales de los metales pesados

En todos los perfiles la concentración total de los metales pesados no rebasó los límites máximos permisibles establecidos por la legislación mexicana (NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004), por lo que se considera que el sitio no está contaminado. En general existe un importante y marcado aumento en la concentración total de As, Cu, Pb y Zn en la capa de los residuos de construcción y artefactos, por lo que estos elementos podrían estar relacionados a dichos materiales y en el caso del Cu y Zn, por su fraccionamiento químico, parecen estar asociados al material arcilloso que cubre la basura. En el perfil 3, en el horizonte de 60-100 cm fue donde se encontraron las mayores concentraciones observadas en todos los perfiles de Cu (79.94 ppm), Pb (102.7 ppm) y Zn (135.92 ppm), relacionado al hecho de que dicho horizonte fue el que presentó un mayor contenido de artefactos y residuos de todos los perfiles. Solamente en el perfil 4 las concentraciones de casi todos los elementos disminuyen en su concentración total, posiblemente debido a que este perfil es el más cercano a los límites del predio y, por lo tanto, la distribución de los residuos de construcción no fue tan grande como en el resto.

9.2.2 Fraccionamiento químico de los metales pesados

Como se mencionó en el marco teórico, conocer las concentraciones totales de los metales pesados y traza en el suelo, aunque tiene una gran utilidad para fines legales, no provee información específica acerca de su toxicidad, para esto se debe de determinar la distribución de sus formas fisicoquímicas, es decir, su fraccionamiento químico, el cual está influenciado por las características físicas y químicas del suelo (Borgese *et al.*, 2013) (Kabata-Pendias, 2011) y dependiendo de dichas características se puede dar la retención o movilidad de los elementos. En el caso de este estudio, se encontró que el suelo del parque posee un alto contenido de arcillas, un pH fuertemente alcalino, cuenta con la presencia de residuos de construcción y carbonatos, además de un alto contenido en elementos relacionados a la materia orgánica como C, N y P y una alta capacidad de intercambio catiónico, parámetros que son de gran importancia para la capacidad de amortiguamiento del suelo y retención de metales pesados.

Antes de empezar con la discusión de los resultados del fraccionamiento químico por elemento, es importante aclarar que en estos existe una sobrestimación de la fracción soluble en ácido, puesto que la solución extractante usada fue ácido acético (0.11 mol/L), esta fracción incluye a la fracción intercambiable, la soluble en agua y la asociada a carbonatos, por lo que las concentraciones de esta fracción podrían ser solubles si el pH

del suelo disminuye. Estudios futuros deben de centrarse en la fracción de mayor interés, la soluble en agua, aun con todo, este método ha sido ampliamente usado en estudios de riesgo de movilidad de metales (Kartal *et al.*, 2006; Szolnoki y Farsang, 2013; Song *et al.*, 2009 y Waterlot y Douay, 2015). En el anexo 12.3 se muestran otros métodos recomendados para una extracción secuencial de metales pesados más detallados para la extracción de la fracción soluble en agua, intercambiable y la relacionada a carbonatos.

Arsénico

Este elemento se encontró principalmente en la forma oxidable en todos los perfiles, seguido de la soluble en ácido en solo tres perfiles. Anteriormente se había mencionado que de acuerdo con las concentraciones totales este sitio puede considerarse como no contaminado. Sin embargo, la fracción soluble en ácido mostró una alta concentración en los horizontes relacionados a los residuos de construcción, que van desde 1.12 a 1.67 mg/kg, además debido al método usado, este extrae arsénico inorgánico, el cual al ser soluble en ácido puede movilizarse a través de la solución del suelo y ser absorbido por la vegetación. Este elemento en su forma inorgánica es tóxico incluso a concentraciones mínimas. La forma de exposición más importante en humanos al arsénico es mediante la ingesta del agua y es un elemento cancerígeno (Bundschuh *et al.*, 2014).

De todos los elementos analizados As es el único que presenta concentraciones solubles en ácido elevadas, estos valores son bastante preocupantes no sólo por los daños a la salud que puede generar, sino porque se encuentran en un espacio dedicado a la diversión y el deporte, por si esto fuera poco, debajo de lo que fue el antiguo tiradero de Santa Cruz Meyehualco, se encuentran los restos del lago de Santa Marta, que puede representar un importante aporte de este elemento al acuífero de la Ciudad de México.

Se había mencionado antes que existe una sobrestimación de la fracción soluble en ácido por la solución extractante usada (ácido acético 0.11 mol/L), pero en el caso del arsénico esa sobrestimación es mínima, ya que el As puede ser móvil cuando el pH de la solución del suelo es superior a 7 (Meunier *et al.*, 2011), por lo que para estos perfiles el pH es uno de los parámetros del suelo que permiten la movilidad del arsénico (Larios *et al.*, 2012 y Yamaguchi *et al.*, 2011).

Con la presencia de óxidos de hierro, aluminio y manganeso en el suelo la movilidad del arsénico disminuye y generalmente la fracción reducible es la principal forma química en la que el arsénico puede encontrarse en condiciones aerobias y $\text{pH} < 8.5$ (Kabata-Pendias, 2011; Moreno *et al.*, 2012; Yamaguchi *et al.*, 2011 y Wenzel, 2013), en contraste, As puede movilizarse en condiciones anaerobias o si la MO es superior al 25%, pero también dependiendo del contenido de MO esta influye en la adsorción o desorción del As (Meunier *et al.*, 2011).

Por lo anterior, resulta de gran interés notar que (1) durante el fraccionamiento químico no se detectó la fracción reducible que se refiere a los metales que están unidos a óxidos de hierro y manganeso y cuyo límite de detección fue 0.43 mg/kg, es decir, que puede estar presente esta fracción, pero a una concentración mínima y (2) la forma oxidable es la dominante en el fraccionamiento, algunos autores proponen que la razón pueda deberse a la presencia de MO en el suelo (Meunier *et al.*, 2011) o bien, que existe una

sobrestimación del As, debido a que el método propuesto por Quevauviller, P, et al (2003) no es el más adecuado para la extracción secuencial del arsénico, ya que los óxidos de manganeso se pueden disolver fácilmente en H₂O₂ y a pesar de que no le ocurre lo mismo a los óxidos de hierro, su disolución puede ocurrir si están asociados a manganeso, por lo que H₂O₂ e incluso el clorhidrato de hidroxilamina tienen problemas para extraer el arsénico asociado a la materia orgánica y a los sulfuros (Larios *et al.*, 2012).

Sin embargo, a partir de la concentración de los elementos como C, N y P, de gran importancia para la materia orgánica y que aumentan en gran medida en los horizontes relacionados a los residuos de construcción, es de suponer que el fraccionamiento químico del As que está relacionado principalmente a la forma oxidable se debe a estos elementos, de hecho, Ghosh y Bhattacharya (2004) proponen que la materia orgánica juega un papel importante en la sorción del As en condiciones reductoras del suelo, similares a los horizontes de los residuos de construcción, además, hay que tomar en cuenta el elevado pH en estos horizontes. Estudios futuros podrían concentrarse en los factores anteriormente mencionados y su relación con la movilidad del As en el suelo.

Cadmio

Este elemento se encontró principalmente relacionado a la forma residual, por lo que su origen se debe al material artificial parental, aunque solo en el perfil 3, este disminuye en lugar de tener un comportamiento homogéneo como en los demás. La siguiente forma química dominante fue la oxidable, es decir, la relacionada a la materia orgánica, esto es porque el Cd, al igual que los demás elementos enunciados en los siguientes apartados, disminuye su solubilidad con el aumento de pH, mayor contenido de arcillas y de materia orgánica. La textura del suelo no es un factor realmente relevante que determine el contenido de Cd en el suelo, pero sí lo es el pH, ya que cuando este es superior a 7.5, Cd queda insoluble y asociado a la materia orgánica, es decir, a la forma oxidable (Kabata-Pendias, 2011 y Smolders y Mertens, 2013).

También se encontró Cd en la forma reducible, pero en menor medida comparada con las demás, ya que el Cd también está asociado a los óxidos de Fe y Mn (Kabata-Pendias, 2011). Finalmente, el perfil 2 y 3 presentaron formas solubles en ácido de Cd muy bajas, cercanas a 0.1 mg/kg, aunque con la sobrestimación anteriormente mencionada, es probable que la fracción realmente soluble en agua sea mucho menor.

Cobalto

La fracción dominante de este elemento en los perfiles es la fracción residual, seguida de la reducible, por lo que se considera que este elemento está más relacionado al material parental artificial, específicamente al tepetate, puesto que su concentración total era mayor en esta capa, cabe señalar que solo en el perfil 3, este disminuye en su concentración total. Para este elemento, el principal parámetro que determina su fraccionamiento químico son los oxi-hidróxidos de Fe y Mn, la adsorción de Co por estos compuestos es mayor en condiciones alcalinas. También a mayor contenido de materia orgánica, disminuye la movilidad de Co en el suelo (Kabata-Pendias, 2011). Además, se encontró Co en forma soluble en ácido, sin embargo, aun con la sobrestimación que pueda existir, su concentración era mayor en los horizontes superficiales, una explicación puede ser el pH casi neutro, esto ocurrió también con níquel.

Cobre, cromo, níquel y zinc

En estos cuatro elementos dominó la fracción residual en todos los perfiles, por lo que se considera están más relacionados al material parental artificial que a la basura y los residuos de construcción. La razón es que estos son elementos que se encuentran naturalmente en todos los tipos de rocas y su contenido en la corteza terrestre puede ser de 50 mg/kg para Cu, 100 mg/kg para Cr, 80 mg/kg para Ni y de 10-100 mg/kg para Zn (Gonnelli y Renella, 2013; Smolders y Mertens, 2013 y Koen Oorts, 2013), motivo por el cual estos cuatro elementos fueron los de mayor concentración total.

Después de la forma residual Cu, Ni y Zn estaban asociados a la fracción reducible, en cuanto a Cu, Koen Oorts (2013) menciona que la movilidad de este elemento disminuye principalmente con la presencia de óxidos de Mn, seguido de la materia orgánica y el contenido de arcillas. Para Ni, la razón es que su adsorción a los óxidos de Fe y Mn es dependiente del pH, al haber una mayor retención de NiOH⁺, además del tamaño del aumento de arcilla en el suelo. Aunque el pH no es un parámetro dominante en la retención de Zn en los suelos, sí lo es la fracción fina del suelo <0.02 mm, es decir, arcillas, así como los oxi-hidróxidos de Fe y Mn (Kabata-Pendias, 2011).

Cr puede movilizarse tanto en suelos ácidos como básicos y en este estudio se encontró que Cr está asociado también a la forma oxidable, es decir, que bajo condiciones oxidantes puede movilizarse, otros estudios mencionan que Cr (III) suele estar asociado a la materia orgánica y es menos móvil, ya que la MO influye en la reducción de Cr(VI) a Cr(III), además puede estar retenido por partículas finas como limo y arcilla (Gonnelli y Giancarlo Renella, 2013) (Kabata-Pendias, 2011).

Plomo

La fracción dominante en este elemento fue la reducible, por lo tanto, este elemento debe su origen a la presencia de los residuos de construcción, este elemento tiene una fuerte asociación con los oxi-hidróxidos de Fe y Mn y en condiciones alcalinas puede estar también adsorbido por carbonatos y fosfatos (Kabata-Pendias, 2011) (Zhang *et al.*, 2017). El perfil 3 fue el que presentó una mayor concentración total de este elemento.

9.2.3 Riesgo de movilidad de los metales pesados

El riesgo de movilidad de los metales pesados del suelo hacia el medio ambiente y los seres vivos depende del fraccionamiento químico, en el siguiente orden: soluble en ácido > reducible > oxidable > residual. El riesgo de movilidad de los metales analizados de todos los perfiles es As > Pb > Co > Zn > Cd > Cu > Ni > Cr, que se muestra en las gráficas 9-16. Los elementos que están principalmente asociados a la forma residual (>50%) y que no representan un riesgo de movilidad hacia el medio ambiente son Zn, Cd, Cu, Ni y Cr. Los de mayor riesgo de movilidad son: cobalto (54%), plomo (79.88%) y arsénico (100%).

Anteriormente se había mencionado que As, Cu, Pb y Zn estaban relacionados a los restos de construcción, artefactos y al material arcilloso empleados en la clausura del extiradero, el análisis del riesgo de movilidad permite observar que aun así dos de estos elementos no representan ningún riesgo al medio ambiente. Existen otros estudios que mencionan que elementos como Pb, Cu, Cd y Zn son los principales asociados a la contaminación de suelos en ambientes urbanos (Kartal *et al.*, 2006; Szolnoki y Farsang, 2013; Song *et al.*,

2009 y Waterlot y Douay, 2015), estos también relacionan el fraccionamiento químico con su origen geológico, donde los elementos como Cu, Cr, Ni y Zn están principalmente asociados a la fracción residual. Finalmente, Szolnoki y Farsang (2013) en su análisis de riesgo de movilidad de metales pesados en jardines, encontraron que Cu, Zn y Pb eran de los elementos con mayor potencial de contaminación y que este último, además de estar relacionado a la fracción reducible, tenía el 78% de probabilidades de contaminar el suelo, similar al 74.2% reportado en este estudio.

El elemento más susceptible a ocasionar problemas al medio ambiente es el arsénico, al presentar una mayor concentración de la fracción soluble en ácido (14.74%) debido al alto contenido de compuestos orgánicos y el elevado pH, As en esta forma puede migrar a través del perfil y contaminar los mantos acuíferos, o bien, ser translocado por la vegetación. Es muy relevante este dato ya que a pesar de han pasado casi 35 años desde el cierre del extiradero de Santa Cruz Meyehualco, todavía hay arsénico soluble en ácido presente en la solución del suelo, el cual es un elemento cancerígeno para los humanos y el principal medio de contaminación es a través del agua, por lo que se recomienda escoger un método más adecuado para la extracción secuencial de este elemento e investigar su toxicidad. Además, de todos los estudios y tesis realizados en este sitio, este es el primero que no sólo considera una gran variedad de metales pesados en el suelo y su riesgo de movilidad, sino que también toma en consideración la presencia de arsénico, debido a las características físicas y químicas que favorecen su movilidad y retención.

9.3 Clasificación de los suelos de acuerdo con la WRB

A pesar de que los tecnosuelos son considerados como una categoría más para la Base Referencial Mundial del Recurso Suelo WRB, la forma de caracterizarlos dista mucho de los suelos naturales, principalmente debido a los materiales parentales empleados en su creación y a una clara diferenciación entre capas artificiales características, detalles que no son apreciables en los demás tipos de suelos, por lo que su caracterización es más compleja y requiere de un mayor análisis. Además, el estudio de los tecnosuelos ha cobrado importancia en los últimos 20 años, por lo que los métodos de clasificación todavía se discuten. De acuerdo con los resultados de las secciones anteriores y con los criterios que emplea la Base Referencial Mundial del Recurso Suelo (IUSS-WRB, 2014), la clasificación correspondiente para los suelos de los perfiles realizados en el Parque Ecológico Cuitláhuac es la de Tecnosuelo Urbico Transpórtico, por las siguientes razones:

- Son suelos creados por el ser humano que contienen una capa de más de 20 cm de espesor en los primeros 100 cm de suelo con más del 20% en volumen de artefactos como residuos de construcción y artefactos
- Dicha capa de residuos de construcción y artefactos está principalmente compuesta por escombros y desechos de asentamientos humanos
- Todos los materiales empleados en la clausura del tiradero de Santa Cruz Meyehualco como el tepetate y el material arcilloso fueron traídos desde lugares ajenos al sitio, a excepción del primer horizonte de todos los perfiles correspondiente al suelo que se ha ido formando con el tiempo

Otros calificadores de suelo que también podrían emplearse para este estudio, pero que requieren de análisis mucho más específicos para poder ser incluidos, son los siguientes:

- Redúctico: cuando se abrieron la mayoría de los perfiles, a partir de los 100 cm empezaron a despedir un aroma bastante fuerte relacionado a la degradación de la basura y a las condiciones reductoras de los horizontes profundos.
- Tóxico: por la presencia de arsénico soluble en ácido en concentraciones elevadas, 1.12 a 1.67 mg/kg, a partir de los 100 cm de profundidad y relacionado a los residuos de construcción y artefactos presentes en los horizontes más profundos. Sin embargo, hay que recordar que la fracción soluble en ácido extrae los metales solubles en agua, intercambiables y asociados a carbonatos, por lo que estudios futuros deben de considerar un fraccionamiento químico mucho más especializado para descartar o no, que Arsénico pueda mobilizarse a través de la solución del suelo y contaminar los mantos acuíferos o entrar en la cadena trófica.

El otorgarle a este suelo una clasificación como tecnosuelo dentro de la WRB, permite conocer sus características de forma más detallada, la forma de ser manejado para actividades de reforestación o construcción de espacios de recreación y los beneficios/riesgos que puede implicar alterar alguna de sus características. Las tesis anteriormente realizadas en este sitio se enfocaban en la vegetación y encontraron que las especies que se desarrollaban en el parque al ser tolerantes a pH y contenido de carbonatos elevado, en general no tenían ningún problema en su desarrollo salvo la falta de agua.

9.4 Servicios ecosistémicos que ofrecen los suelos del Parque

A partir del estudio de las características del suelo en el Parque Ecológico Cuitláhuac, se pueden conocer los servicios ecosistémicos que estos ofrecen actualmente. El parque actualmente satisface la demanda de áreas verdes en la CDMX siendo uno de los más grandes con los que cuenta la capital y como parque cumple las funciones de soporte de vegetación, recreación, interacción social, hábitat de seres vivos e inspiración cultural. Por los valores de C observados en superficie, está funcionando como sumidero de carbono. Además, el suelo sirve como regulador del intercambio de gases, en este caso entre los gases generados desde el subsuelo y el aire. Ya que el suelo impide la liberación inmediata de gases de efecto invernadero como CO₂ y CH₄, que ya están siendo un problema en el área de las lagunas artificiales.

También puede funcionar como registro histórico, ya que en los perfiles se muestra cómo fue la clausura de este sitio y cómo pudo haber influenciado en la forma de clausura de los demás sitios de disposición final de residuos en la Ciudad de México, por si fuera poco, las demás tesis y estudios que se han realizado en este sitio, no mencionan aspectos como el espesor de la capa de residuos de construcción y artefactos, que puede ser incluso mayor a los dos metros debido a que en esta tesis no se encontraron desechos humanos de ningún tipo más que plásticos.

Anteriormente se había mencionado que los tecnosuelos normalmente son el resultado de la combinación de materiales diseñados para cumplir funciones específicas, en el caso del Parque Ecológico Cuitláhuac fue enterrar los residuos del basurero para dar lugar a

un espacio de recreación, sin embargo, los documentos que deberían de describir con detalle su forma de clausura y/o el propósito principal de utilizar materiales como residuos de construcción, material arcilloso y demás no existen o bien, no se encuentran disponibles al público, por lo que los resultados de estudios como este pueden proporcionar una de las tantas posibles respuestas. En este estudio se encontró que el suelo, debido a sus características físicas y químicas, está reteniendo e inmovilizando metales pesados e incluso aquellos que son los de mayor riesgo de movilidad como As, Pb y Co, están principalmente asociados a formas químicas menos solubles que podrían ser móviles si las características del suelo cambiasen. Pudiera ser que uno de los objetivos principales de la clausura del tiradero hubiese sido la retención de metales pesados por (1) haber colocado un material arcilloso, además de residuos de construcción sobre los residuos sólidos, (2) además de mantener un elevado pH y capacidad de intercambio catiónico. Sumado a esto, (3) la colocación de una capa de tepetate para impedir las emisiones de gases.

Por otra parte, el nivel socioeconómico de las colonias que rodean a los parques también influye en los servicios ecosistémicos que estos ofrecen, en un estudio realizado por Zhevelev y Bar (2012) las autoras plantearon la hipótesis de que las propiedades del suelo dependen directamente del tipo e intensidad de las actividades de los visitantes y que había una relación indirecta con el nivel económico de los mismos. En el caso del Parque Ecológico Cuitláhuac, esta relación es más visible dado el evidente hecho de que en las colonias que se crearon a su alrededor habitan las familias que se dedicaban a la pepena de basura en este extiradero y muchos todavía mantienen este oficio como fuente de ingresos, además el parque al encontrarse en relativo abandono muchas veces puede encontrarse basura en la periferia de este, reflejando en parte una desconexión de los pobladores hacia su entorno.

X. Conclusiones

- Los cuatro perfiles al haberse mantenido sin cambios significativos en la superficie durante 16 años poseen tres capas características: la primera correspondiente al horizonte más superficial que se ha formado con el tiempo, la siguiente son dos horizontes correspondientes al tepetate y finalmente los horizontes relacionados a los residuos de construcción y artefactos usados en la clausura del tiradero.
- A pesar de la alta velocidad de formación del suelo en superficie (0.14 a 0.58 cm/año), en general la pedogénesis del suelo es lenta.
- Los procesos pedogenéticos más importantes en superficie son los relacionados con la transformación e incorporación de la materia orgánica. En la capa de los residuos de construcción y artefactos son los procesos relacionados a las condiciones reductoras.
- El tepetate que originalmente tenía la función de sellamiento y evitar la infiltración de agua y las emisiones incontrolables de gas; por el paso del tiempo y los intervalos entre sequías y lluvias, ya no es un material compactado, pero aún conserva algunas de sus propiedades naturales, como el pH alcalino, baja proporción de arcilla y baja disponibilidad de nutrientes mayores.
- El suelo no presenta problemas por compactación, tampoco por salinidad, pero presenta un pH fuertemente alcalino, además de una alta CIC y contenido de bases intercambiables alto, factores de gran importancia para la capacidad de amortiguamiento del suelo y retención de metales pesados.
- Las concentraciones totales de los metales analizados no superan los límites máximos permisibles establecidos en la legislación mexicana, por lo que se considera que el sitio no está contaminado.
- Por su fraccionamiento químico, arsénico y plomo provienen de los residuos de construcción. Los demás elementos al estar relacionados a la forma residual en más del 50% son de origen litogénico, provenientes del tepetate y el material arcilloso con los cuales se realizó la clausura del tiradero.
- El riesgo de movilidad promedio de los metales analizados de todos los perfiles es $As > Pb > Co > Zn > Cd > Cu > Ni > Cr$, aquellos que representan un riesgo de movilidad hacia el medio ambiente, son principalmente Pb y As
- Arsénico es el elemento con mayor riesgo de movilización por presentar una mayor concentración de la fracción soluble en ácido. La disponibilidad de este elemento está asociada al elevado pH y las altas concentraciones de C, N y P en los horizontes de los residuos de construcción.
- Por las características físicas y químicas que presentan los perfiles, se les clasificó como Tecnosuelos Úrbicos Transpórticos.
- Se recomienda realizar estudios posteriores relacionados a la actividad metanogénica de los microorganismos por las características reductoras del suelo a profundidad, así como toxicológicos debido a la elevada concentración de As soluble en ácido.
- El suelo del Parque Ecológico Cuitláhuac ofrece diversos servicios ecosistémicos y funciones, ya sea como contenedor de gases de efecto invernadero, soporte de vegetación, registro histórico, retención y/o movilidad de metales pesados, entretenimiento, interacción social e inspiración cultural.

XI. Referencias

- Adhikari, K., & Hartemink, A. E. (2016). Linking soils to ecosystem services — A global review. *Geoderma*, 262, 101-111.
- Arteaga, M; Castillo, L; Castillo, I; Escobar, A; Palacios, M; Martínez, B; García; Valdivia, J; Talavera, A. (2005). Valoración y diagnóstico ambiental del ExTiradero Santa Cruz Meyehualco. Estudio Técnico para la Delegación Iztapalapa. UNAM, FES Zaragoza. Distrito Federal, México.
- Asamblea Legislativa del Distrito Federal (2000). Ley Ambiental de Protección a la Tierra en el Distrito Federal. *Gaceta Oficial del Distrito Federal*, enero 13, 2000
- Asamblea Legislativa del Distrito Federal (2003). Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal. *Gaceta Oficial del Distrito Federal*, abril 22, 2003.
- Bacon, J. R., & Davidson, C. M. (2008). Is there a future for sequential chemical extraction?. *The Analyst*, 133(1), 25-46.
- Black, C.A. (1965) *Methods of soil analysis, I. Physical and mineralogical properties including statistics of measurement and sampling.* American Society of Agronomy (Agronomy No. 9)
- Borgese L, Federici S, Zacco A, Gianoncelli A, Rizzo L, Smith DR, Donna F, Lucchini R, Depero LE, Bontempi E. (2013). Metal speciation fractionation in soils and assessment of environmental contamination in Valle Camonica, Italy. *Environmental Science and Pollution Research*. 20:5067–5075.
- Bundschuh, J., Holländer, H. M., & Ma, L. Q. (Eds.). (2014). *In-situ Remediation of Arsenic-contaminated Sites.* CRC Press.
- Carter M. R. and E. G. Gregorich, 1963. *Soil Sampling and Methods*, Canadian Society of Soil Science, Second Edition.
- Castillo, H. (1990). *La sociedad de la basura: caciquismo urbano en la Ciudad de México.* Instituto de Investigaciones sociales. UNAM. Ciudad de México, México.
- Castillo, H., Camarena, M., Ziccardi, A. (1987). *Basura: procesos de trabajo e impactos en el medio ambiente urbano.* UNAM, Instituto de Investigaciones Sociales, Ciudad Universitaria. Ciudad de México, México.
- Ceja, D. (2011). Inserción de *Cupressus sempervirens* L., *Ficus benjamina* L., *Ficus retusa* L., *Juniperus chinensis* L., *Nerium oleander* L. y *Thuja orientalis* L. para el establecimiento de la cubierta vegetal en un sitio de disposición final post-clausura “Parque Ecológico Cuitláhuac”. Tesis que para obtener el título de Licenciado en Biología, asesor María de los Ángeles Galván Villanueva. UNAM, FES Zaragoza, México.
- City of Fremantle Council (2001) *South Fremantle Landfill Site Community Discussion Paper.* Fremantle, WA.
- Coetzee, P.P, Gouws, K., Pluddemann, S., Yacoby, M., Howell S. y Dendrijver L. (1995). Evaluation of sequential extraction procedures for metal speciation in model sediments. *Water SA*, 21, 51.
- Congreso de la Unión (1988). Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. *Diario Oficial de la Federación*, enero 28, 1988.
- Congreso de la Unión (2003). Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. *Diario Oficial de la Federación*, octubre 8, 2003.

- Dalcorsó G (2012) Heavy metal toxicity in plants. In: Furini A (ed) Plants and heavy metals. Springer Briefs in Biometals, New York, pp. 1–26
- David Peha H. y Claude Zebrowski (1992). Caracterización física y mineralógica de los tepetates de la vertiente occidental de la Sierra Nevada. Terra Vol. 10 Número Especial: Suelos Volcánicos Endurecidos. México.
- Deffis, A. C., 1989, La basura es la solución, Editorial Concepto, México.
- Domínguez, C. y Hernández G. (2011). Establecimiento del *Populus alba L.*, *Kalanchoe blossfeldiana P.*, *Nerium oleander L.*, *Tamarix gallica L.*, en un sitio de disposición final post clausura Parque Ecológico Cuitláhuac. Tesis que para obtener el título de Licenciado en Biología, asesor María de los Ángeles Galván Villanueva. UNAM, FES Zaragoza, México.
- Doran, J.W., & Parkin, T.B. (1994). Defining and assessing soil quality. En J.W. Doran, D.C. Coleman, D.E. Bezdicek, & B.A. Stewart (eds.). Defining soil quality for sustainable environment (pp.3-21). Madison: Soil Science Society of America.
- Duarte, V. (2005). Establecimiento de la cubierta vegetal arborea (con el género Acacia) en un sitio de disposición final de post-clausura; Parque Recreativo Cuitlahuac. Tesis que para obtener el título de Licenciado en Biología, asesor María de los Ángeles Galván Villanueva. UNAM, FES Zaragoza, México.
- Dwyer, S.F., 1998. Alternative landfill covers pass the test (New York). Civil Eng. 68, 50–52.
- El Khalil, H., Schwartz, C., El Hamiani, O., Kubiniok, J., Morel, J.L., Boularbah, A., (2013). Distribution of major elements and trace metals as indicators of technosolisation of urban and suburban soils. J. Soil Sediments 13, 519-530.
- European Commission—DG ENV (2010) Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers. <http://ec.europa.eu/environment/soil/biodiversity.htm>
- Fernández, L.C., Rojas N.G., Roldán, T.G., Ramírez, M.E., Zegarra, H.G., Uribe, R., Reyes, R.J., Flores, D., Arce, J.M. (2006) Manual de técnicas de análisis de suelos aplicadas a la remediación de sitios contaminados. IMP, SEMARNAT, INE. México
- Flores, L y Alcalá, J. (2010). Manual de Procedimientos Analíticos. Departamento de Edafología, Instituto de Geología. UNAM. Distrito Federal, México.
- Foth, H. y Turk, L. (1980). Fundamentos de la Ciencia del Suelo. Arcata Graphics Company, octava edición, Estados Unidos de América.
- Galván, M. (1995). Caracterización de los desechos sólidos del ex-tiradero de Santa Cruz Meyehualco. Tesis que para obtener el título de Licenciado en Biología, asesor Ramiro Ríos Gómez. UNAM, FES Zaragoza, México.
- Ghosh A.K., Bhattacharya P. (2004). Arsenate sorption by reduced and reoxidised rice soils under the influence of organic matter amelioration. Environ. Geol. 45:1010-1016.
- Gonnelli, C. y Renella, G. (2013) Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. Cromo y Níquel. Environ Pollution 22, Springer, pg 313
- Han, F.X.; Kingery, W.L.; Selim, H.M. (2001) Accumulation, redistribution, transport and bioavailability of heavy metals in waste-amended soils. En: ISKANDAR, I.K.; KIRKHAM, M.B. (Ed.) Trace elements in soil, flux and transfer. Boca Raton: Lewis Publishers, 2001.

- Hartley, W., Dickinson, N. M., Riby, P., & Lepp, N. W. (2009). Arsenic mobility in brownfield soils amended with green waste compost or biochar and planted with *Miscanthus*. *Environmental Pollution*, 157(10), 2654-2662.
- Herre, A. (2001). Determinación de pH, C.E. y cationes solubles en suelos. Laboratorio de Edafología Ambiental. Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- House hold products database (2016). Arsenic, lead, mercury. U.S. Department of Health & Human Services. United States of America. Consultado el 7 de febrero del 2017 en <https://householdproducts.nlm.nih.gov/cgi-bin/household/brands?tbl=chem&id=2540&query=arsenic&searchas=TblChemicals>
- Howard, J. (2017). *Anthropogenic Soils*. Springer International Publishing
- Huot, H., Simonnot, M.O., Marion, P., Yvon, J., De Donato, P., Morel, J.L. (2013) Characteristics and potential pedogenetic processes of a Technosol developing on iron industry deposits. *J Soils Sediments* 13:555–568
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2004). Guía para la interpretación de cartografía: edafología 2004. Unidad 3. Unidades y subunidades del suelo. CDMX, México. Disponible en <http://www.inegi.org.mx/inegi/SPC/doc/INTERNET/EdafIII.pdf>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2009). Prontuario de información geográfica delegacional de los Estados Unidos Mexicanos: Iztapalapa, Distrito Federal. CDMX, México. Disponible en http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/09/09007.pdf
- ISRIC (1992). Procedures for soil analysis. Third Edition. Ed.: L.P. van Reeuwijk. Technical Paper No. 9, International Soil Reference and Information Centre, Wageningen
- IUSS Working Group WRB (2014) World Reference Base for Soil Resources, 2014. International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps. FAO, Rome. World Soil Resources Reports No. 106.
- Jenny H (1941) Factors of soil formation. McGraw-Hill, New York
- Kabata-Pendias, A., & Pendias, H. (2011). Trace elements in soils and plants (Vol. 315). Boca Raton: CRC press. 4th edition
- Kartal, S., Aydin, Z., & Tokalioğlu, S. (2006). Fractionation of metals in street sediment samples by using the BCR sequential extraction procedure and multivariate statistical elucidation of the data. *Journal Of Hazardous Materials*, 132(1), 80-89.
- Kim, K., & Owens, G. (2011). Potential for Enhanced Phytoremediation of Landfills Using Biosolids – A Review. *Journal of Environmental Management*, Volume 91, Issue 4, 2011, Pages 791-797, ISSN 0301-4797
- Kim, K., & Owens, G. (2011). Potential for Enhanced Phytoremediation of Landfills Using Biosolids – A Review. *Journal of Environmental Management*, Volume 91, Issue 4, 2011, Pages 791-797, ISSN 0301-4797
- Koen Oorts (2013) Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. *Cobre. Environ Pollution* 22, Springer, pg 367

- Larios, R., Fernández-Martínez, R., & Rucandio, I. (2012). Comparison of three sequential extraction procedures for fractionation of arsenic from highly polluted mining sediments. *Analytical And Bioanalytical Chemistry*, 402(9), 2909-2921.
- Lehmann, A., Stahr, K., (2007). Nature and significance of anthropogenic urban soils. *Journal of Soils & Sediments: Protection, Risk Assessment, & Remediation*. Vol. 7 Issue 4, p247-260.
- López, V. (2012). Evaluación del establecimiento de la cubierta vegetal con especies arbustivas y arbóreas tolerantes a las condiciones del sitio de disposición final postclausura Parque Ecológico Cuitláhuac. Tesis que para obtener el título de Licenciado en Biología, asesor María de los Ángeles Galván Villanueva. UNAM, FES Zaragoza, México.
- MEA, 2005. Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and Human Well-being 5. Island Press Washington, DC.
- Meharg, A. A., & Macnair, M. R. (1992). Suppression of the high affinity phosphate uptake system: a mechanism of arsenate tolerance in *Holcus lanatus* L. *Journal of Experimental Botany*, 43(4), 519-524.
- Meunier, L., Koch, I., & Reimer, K. J. (2011). Effects of organic matter and ageing on the bioaccessibility of arsenic. *Environmental Pollution*, 159(Nitrogen Deposition, Critical Loads and Biodiversity), 2530-2536. doi:10.1016/j.envpol.2011.06.018
- Miranda, M (2011). Aplicación de métodos geofísicos en la determinación de lentes de biogás en un relleno sanitario, caso de aplicación Bordo Poniente. Tesis que para obtener el título de Maestro en Ingeniería Ambiental, asesor Ana Elisa Silva Martínez. UNAM, Facultad de Ingeniería, México.
- Mohammed AS, Kapri A, Goel R (2011) Heavy metal pollution: source, impact, and remedies. In: Khan MS, Zaidi A, Goel R, Musarrat J (eds) *Biomangement of metal contaminated soils*. Springer, New York, pp. 1–28
- Mora, J. (2004). El problema de la basura en la Ciudad de México. Fundación de Estudios Urbanos y Metropolitanos. Ciudad de México, México.
- Morel, J., Chenu, C., & Lorenz, K. (2015). Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *Journal Of Soils & Sediments: Protection, Risk Assessment, & Remediation*, 15(8), 1659-1666. doi:10.1007/s11368-014-0926-0
- Moreno D. R. 1978. Clasificación de pH del suelo, contenido de sales y nutrientes asimilables. INIA-SARH. México D.F.
- Moreno-Jiménez, E., Esteban, E., & Peñalosa, J. M. (2012). The fate of arsenic in soil-plant systems. In *Reviews of environmental contamination and toxicology* (pp. 1-37). Springer New York.
- Muñoz, G. (2013). Relación suelo-planta del género *Agave*, en un sitio de disposición final de residuos sólidos post-clausura Parque Ecológico Cuitláhuac. Tesis que para obtener el título de Licenciado en Biología, asesor María de los Ángeles Galván Villanueva. UNAM, FES Zaragoza, México
- National Institute of Standards & Technology (2009a) Certificate of Analysis. Standard Reference Material 2710a. Montana Soil I. Highly Elevated Trace Element Concentrations. Department of Commerce. United States of America. Consultado en <https://www-s.nist.gov/srmors/certificates/2710A.pdf>

- National Institute of Standards & Technology (2009b) Certificate of Analysis. Standard Reference Material 2711a. Montana Soil I. Moderately Elevated Trace Element Concentrations. Department of Commerce. United States of America. Consultado en <https://www-s.nist.gov/srmors/certificates/2711a.pdf>
- Nicholas C. Uren, W. (2013) Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. *Cobalto. Environ Pollution* 22, Springer, pg 335
- Noyola, M., Hernández, B., Ayala, C., Paredes, R., Soto, A. (2015). Inventario de Residuos Sólidos de la Ciudad de México: 2014. Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México. Ciudad de México, México.
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación FAO (2009). Guía para la descripción de suelos. Cuarta edición, Roma, Italia.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2015). Las funciones del suelo. Infografía. Tomado de <http://www.fao.org/resources/infographics/infographics-details/es/c/294325/>
- Oves M, Saghir Khan M, Huda Qari A, Nadeen Felemban M, Almeelbi T (2016) Heavy Metals: Biological Importance and Detoxification Strategies. *J Bioremed Biodeg* 7: 334. doi: 10.4172/2155-6199.1000334
- Pelfrene, A., Gassama, N., Grimaud, D., (2009). Mobility of major-, minor- and trace elements in solutions of a planosolic soil: distribution and controlling factors. *Appl. Geochem.* 24 (1), 96–105
- PerkinElmer (2013). Atomic Spectroscopy - A Guide to Selecting the Appropriate Technique and System. Massachusetts, United States.
- Plancarte, R. (2016). Eje de movilidad y espacio público en el Parque Cuitláhuac-Meyehualco. Ciudad de México. UNAM, Ciudad Universitaria. Ciudad de México, México.
- Quevauviller, P, López-Sánchez J. F., Sahuquillo A., Rauret G., M. Lachica, E. Barahona, A. Gomez, A. M. Ure, H. Muntau (2003). Methodologies for Soil and Sediment Fractionation Studies. The Royal Society of Chemistry. Cambridge, U.K. (60-63)
- Ross S (1994) Toxic metals in soil-plant systems. Wiley, Chichester
- Sadeghian, S. (2012). Efecto de los cambios en las relaciones de calcio, magnesio y potasio intercambiables en suelos de la zona cafetera colombiana sobre la nutrición de café (*Coffea arabica* L.) en la etapa de almácigo, Tesis en opción al grado científico de Doctorado en Ciencias Agropecuarias - Área Agraria, Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia, 2012.
- Sadiq, M. (1997). Arsenic chemistry in soils: an overview of thermodynamic predictions and field observations. *Water, air, and soil pollution*, 93(1-4), 117-136.
- Sánchez, S. y Shimada, K. (2007). Determinación de cationes intercambiables por extracción con acetato de amonio 1 N pH 7. Laboratorio de Edafología Ambiental. Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Sandia National Laboratories SNL (1988) Alternative landfill cover demonstration. In: Corporation S (ed.) Environmental Program. Sandia Corporation.
- Santini, T. C., & Fey, M. V. (2016). Assessment of Technosol formation and in situ remediation in capped alkaline tailings. *Catena*, 136(Section 1 : Special issue on Reclamation of mining site soils, Part I; Edited by: Jaume Bech. and Section 2 : Special Issue on Understanding hydrological and erosion processes under

- changing environment; Edited by: Lei, T W, Yu, X X, Zhuang, J.), 17-29. doi:10.1016/j.catena.2015.08.006
- Sarah, P., Zhevelev, H., & Oz, A. (2016). Human activities modify soil properties in urban parks: a case study of Tel Aviv-Jaffa. *Journal Of Soils & Sediments: Protection, Risk Assessment, & Remediation*, 16(11), 2538-2547. doi:10.1007/s11368-016-1458-6
 - Sarsby, R. W. (2013). *Environmental geotechnics*. London: Ice Publishing, 2013.
 - Schlichting, E., H.-P. Blume y K. Stahr (1995): *Bodenkundliches Praktikum*. Pareys Studentexte 81, 2. Edición, p. 96-97.
 - Schwanse, E. (2014). *Revitalización de terrenos contaminados en espacios urbanos: el potencial energético, económico, ecológico y urbano de los ex tiraderos y otros sitios residuales en la Ciudad de México*. Tesis que para obtener el título de Doctorado en Urbanismo. UNAM, Ciudad de México, México
 - Secretaría de Ecología del Estado de México (2002). *Alternativas de rellenos sanitarios: guía de toma de decisión*. Gobierno del Estado de México, México. Disponible en <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd48/alternativas.pdf>
 - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2001). *NORMA Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis*. Diario Oficial de la Federación. Distrito Federal, México.
 - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2005). *NORMA Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, Que establece 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*. Diario Oficial de la Federación. Distrito Federal, México.
 - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales SEMARNAT (2003). *NOM-083- SEMARNAT-2003. Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial*. México. Consultado el 27 de septiembre del 2018 en http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=658648&fecha=20/10/2004
 - Sere, G., Schwartz, C., Ouvrard, S., Renat, J.C., Watteau, F., Villemin, G., Morel, J.L. (2010) Early pedogenic evolution of constructed Technosols. *J Soils Sediment* 10:1246–1254
 - Siebe, Ch., R. Jahn & K. Stahr (1996): *Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo*. Serie de Publicaciones Especiales de la Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo No. 4, 57 págs
 - Smolders, E. y Mertens, J. (2013) Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability: Cadmio y zinc. *Environ Pollution* 22, Springer, pg 283 y 465
 - Sociedad Americana de la Ciencia del Suelo (SSSA, 2008), *Glosario de términos de la Ciencia del Suelo*. Consultado el 17 de julio del 2018 en <https://www.soils.org/publications/soils-glossary>
 - Soil Survey Staff. 2014. *Claves para la Taxonomía de Suelos*, 12th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.

- Song, J., Guo, Z., Xiao, X., Miao, X., y Wang, F. (2009). Environmental availability and profile characteristics of arsenic, cadmium, lead and zinc in metal-contaminated vegetable soils. *Transactions Of Nonferrous Metals Society Of China*, 19765-772.
- Steinnes, E. (2013) Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability: Lead. *Environmental Pollution* 22, Springer, pg 395
- Szolnoki, Z., & Farsang, A. (2013). Evaluation of Metal Mobility and Bioaccessibility in Soils of Urban Vegetable Gardens Using Sequential Extraction. *Water, Air & Soil Pollution*, 224(10), 1-16.
- United States Environmental Protection Agency (2007). Method 3051A. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. Consultado en <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3051a.pdf>
- Ure, A., Davidson, C., & Thomas, R. (1995). 20. Single and sequential extraction schemes for trace metal speciation in soil and sediment. *Techniques And Instrumentation In Analytical Chemistry*, 17(Quality Assurance for Environmental Analysis), 505-523. doi:10.1016/S0167-9244(06)80021-1
- Valdivia, M. (2005). Intoxicación por plomo. *Revista de la Sociedad Peruana de Medicina Interna*, número 18. Perú. Consultado el 7 de febrero del 2017 en http://medicinainterna.org.pe/revista/revista_18_1_2005/Intoxicacion.pdf
- Vrščaj, B., Poggio, L., & Marsan, F. A. (2008). A method for soil environmental quality evaluation for management and planning in urban areas. *Landscape & Urban Planning*, 88(2-4), 81-94. doi:10.1016/j.landurbplan.2008.08.005
- Waterlot, C y Douay, F. (2015). Arsenic mobility and speciation in contaminated kitchen garden and lawn soils: an evaluation of water for assessment of As phytoavailability. *Environmental science and pollution research international*, (8)
- Wenzel, W. (2013) Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. *Arsénico. Environ Pollution* 22, Springer, pg 241
- Xiaoli, C.; Shimaoka, T.; Xianyan, C.; Qiang G.; Youcai, Z.; (2007). Characteristics and mobility of heavy metals in an MSW landfill: Implications in risk assessment and reclamation. *Journal of Hazardous Materials.*, 144 (1-2), 485-491.
- Yamaguchi, N.; Nakamura, T.; Dong, D.; Takahashi, Y.; Amachi, S.; Makino, T (2011). Arsenic release from flooded paddy soils is influenced by speciation, Eh, pH, and iron dissolution. *Chemosphere*, 83, 925–932.
- Zhang, G., Bai, J., Xiao, R., Zhao, Q., Jia, J., Cui, B., & Liu, X. (2017). Heavy metal fractions and ecological risk assessment in sediments from urban, rural and reclamation-affected rivers of the Pearl River Estuary, China. *Chemosphere*, 184278-288.
- Zhevelev H., Bar, P. (2012). Urban soil properties as affected by land use units and socio-economic levels: the case of the city of Tel-Aviv, Israel. *Geography Research Forum* 32:28–45

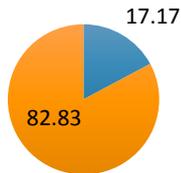
XII. Anexo

12.1 Riesgo de movilidad de los metales pesados por perfil

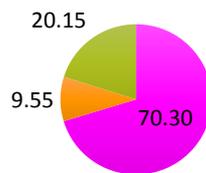
El riesgo de movilidad de los metales pesados hacia el medio ambiente depende del fraccionamiento químico, en este orden: soluble>reducible>oxidable>residual.

Perfil 1

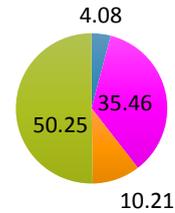
Arsénico (%)



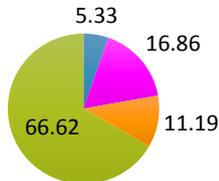
Plomo (%)



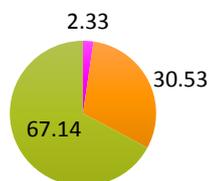
Cobalto (%)



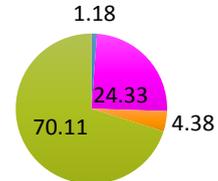
Níquel (%)



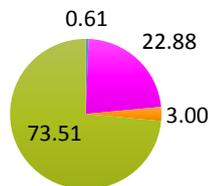
Cadmio (%)



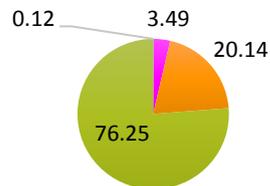
Zinc (%)



Cobre (%)



Cromo (%)

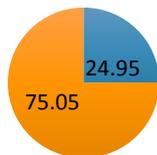


■ Soluble ■ Reducible ■ Oxidable ■ Inerte

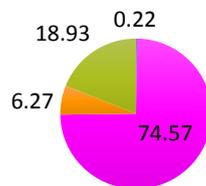
Gráficas 41-48. Riesgo de movilidad de los metales pesados del perfil 1

Perfil 2

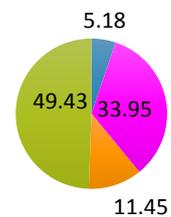
Arsénico (%)

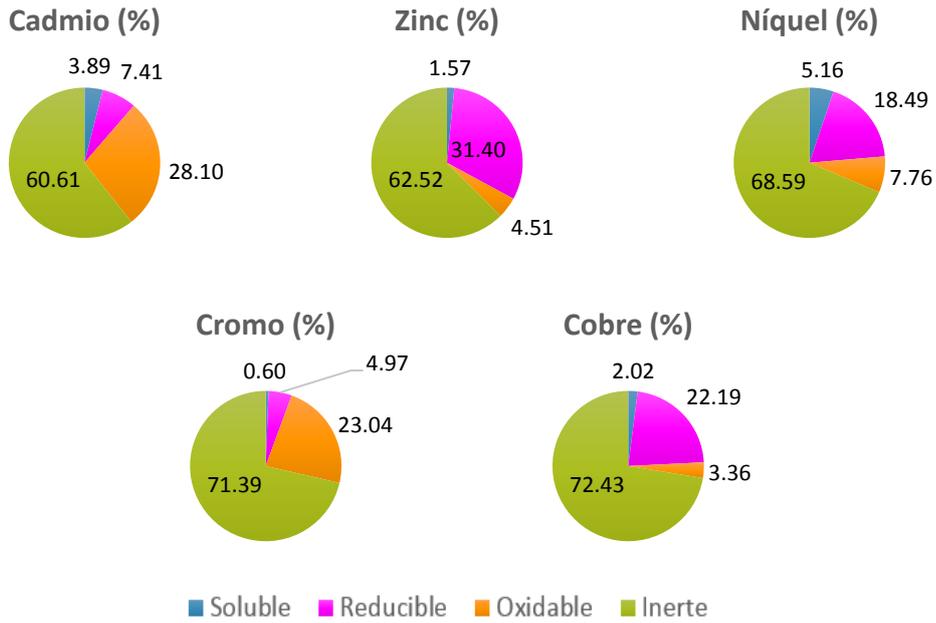


Plomo (%)



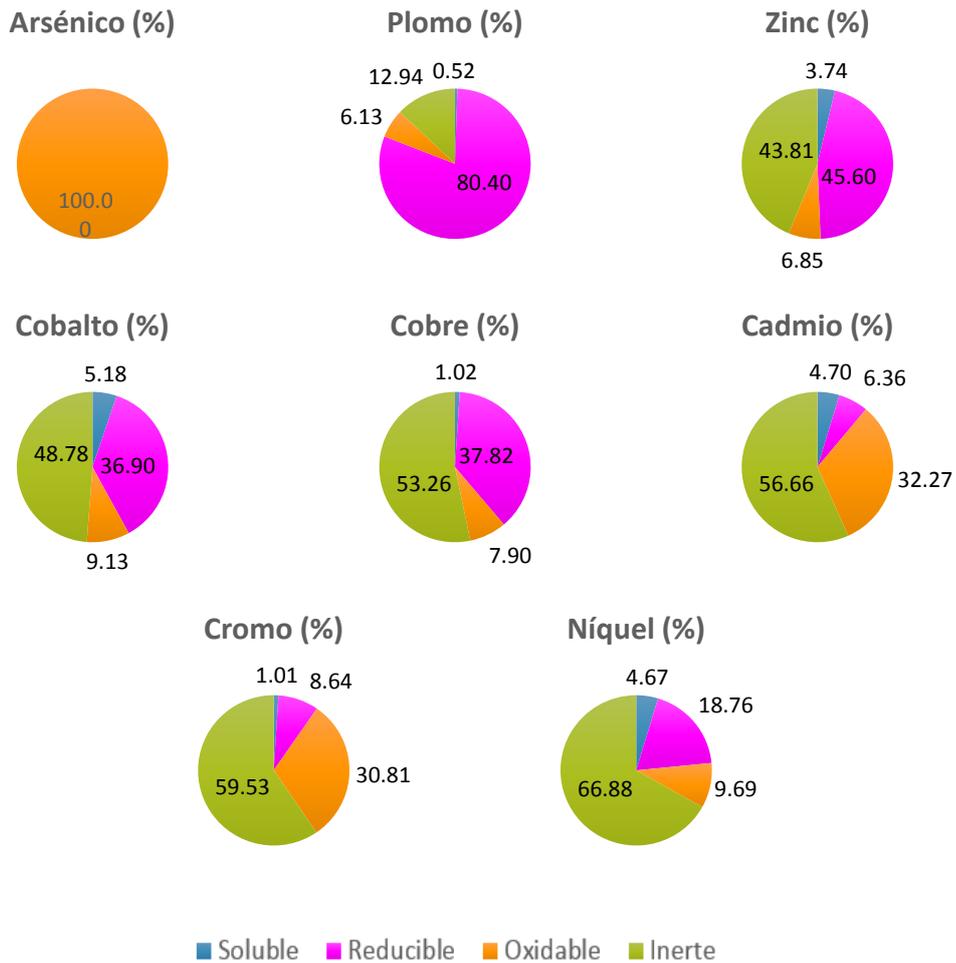
Cobalto (%)





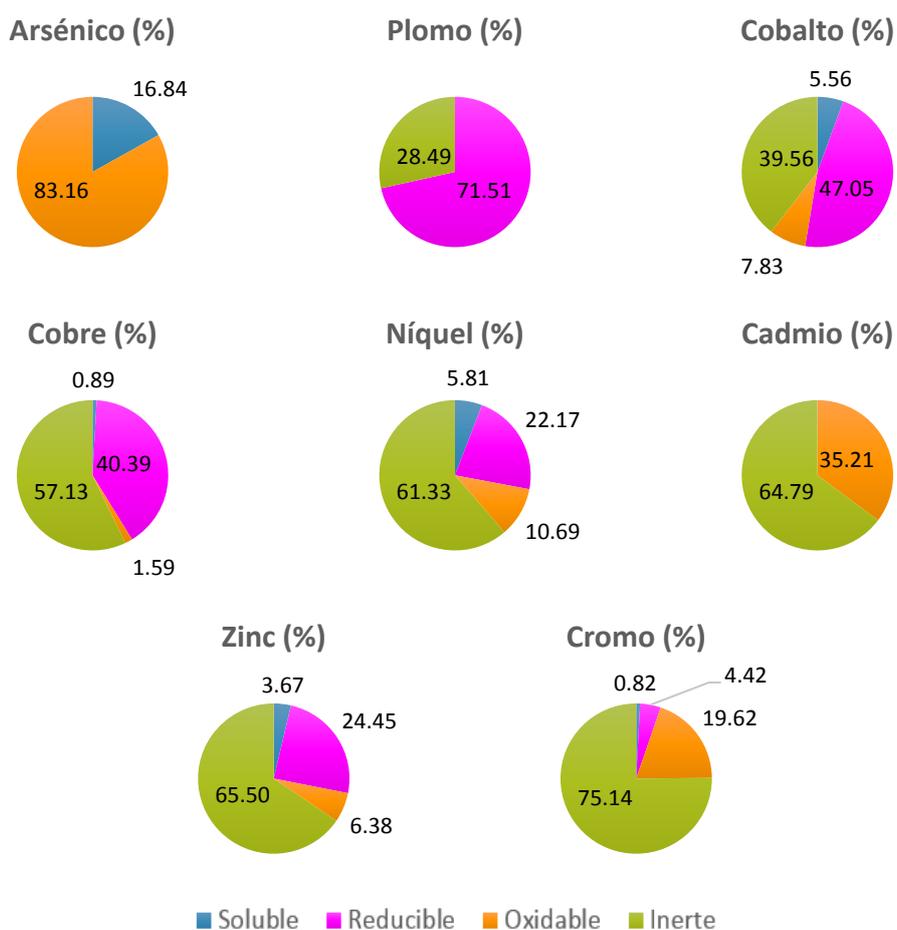
Gráficas 49-56. Riesgo de movilidad de los metales pesados del perfil 2

Perfil 3



Gráficas 57-64. Riesgo de movilidad de los metales pesados del perfil 3

Perfil 4



Gráficas 65-72. Riesgo de movilidad de los metales pesados del perfil 4

12.2 Muestras de referencia NIST 2710a y NIST 2711a

Para verificar que los métodos de extracción y digestión hubiesen sido realizados de forma correcta, se comparó la suma de las cuatro fracciones químicas de las muestras de referencia NIST 2710a¹ y NIST 2711a² obtenidas en este estudio con los valores oficiales de referencia seleccionadas (Tablas 12 y 13) (NIST 2009a y 2009b), en general todos los resultados obtenidos se encuentran dentro del rango de los valores de las muestras de referencia.

Tabla 9. Comparación de los valores obtenidos del NIST 2710a con los de referencia

NIST 2710a	Concentraciones pseudo totales (mg/Kg)							
	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Muestra	1267.84	14.02	5.3	10.69	3340.23	7.63	4923.01	3740.57
Rango ¹	1300-1600	9.6-12	2.8-5.2	9.2-11	3100-3500	4.8-6.1	4700-5800	3300-4400
Media ¹	1400	11	3.8	10	3300	5.5	5100	3800

Tabla 10. Comparación de los valores obtenidos del NIST 2711a con los de referencia

NIST 2711a	Concentraciones pseudo totales (mg/Kg)							
	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Muestra	75.93	49.21	7.72	18.88	119.57	16.27	1129.21	325.50
Rango ²	81 - 110	43 - 56	5.5 - 9	12 - 18	120 - 160	13-18	1100-1400	310- 380
Media ²	89	47	7.5	15	130	15	1300	350

12.3 Otros métodos de extracción secuencial para metales pesados

1) Autores:

- Tessier, P.G.C. Campbell, M. Bisson, Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals, *Anal Chem.* 51 (1979) 844–851.
- W. Calmano, U. Forstner, Chemical extraction of heavy metals in polluted river sediments in Central Europe, *Sci. Total Environ.* 28 (1983) 77–90.

The extractants, experimental conditions and properties of various extractable heavy metals forms with sequential extraction

Speciation	Extractant	Environmental Conditions
(1) Exchangable	1 M MgCl ₂ (pH=7)	With agitation at 220 rpm for 1 h at 25 °C
(2) Carbonate	1 M NaOAc (pH=5)	With agitation at 220 rpm for 5 h at 25 °C
(3) Reducible iron and manganese	0.04 M NH ₂ OHHCl in 25% HOAc (v/v)	6 h at 96 °C in water bath with occasional agitation
(4) Organic matter bound	0.02 M HNO ₃ and 30% H ₂ O ₂ (pH=2), 3.2 M NH ₄ OAc in 20% HNO ₃ (v/v)	5 h at 85 °C, agitated for 0.5 h at 25 °C
(5) Residual	HF•HNO ₃ -HClO ₄	Digestion procedures

2) Autores:

- F. Rapin, A. Tessier, P.G.C. Campbell, R. Carignan, Potential artifacts in the determination of metal partitioning in sediments by a sequential extraction procedure, *Environ. Sci. Technol.* 20 (1986) 836–840.

Step	Fraction	Chemical reagents
1	Exchangable	Add 8 ml of 1 N MgCl ₂ (pH=7) and agitate for 1 h
2	Acid soluble	Add 8 ml of 1 M CH ₃ COONa (pH=5) and agitate at 20 °C for 5 h
3	Reducible	Add 20 ml of 0.04 M NH ₂ OHHCl in 25% CH ₃ COOH and agitate at 96 °C for 6h
4	Oxidizable	Add 5 ml of 30% H ₂ O ₂ (pH=2) and add 3 ml of 0.02 M HNO ₃ before diluting to 50 ml and agitate for 30 min
5	Residual	1:1 HNO ₃ , 65% HNO ₃ , 30% H ₂ O ₂ and HCl at 95 ± 5 °C

3) Autores:

- R.N. Yong, A.M.O. Mohamed, B.P. Warkentin, Principles of Contaminant Transport in Soils, Elsevier, Amsterdam, 1992.

F1. Water soluble: 8ml of distilled water or washing solution added, shaking at room temperature for 30 min;

F2. Exchangeable: 8ml of 1M MgCl₂, pH 7, 1-h shaking at room temperature;

F3. Carbonate associated: 8 ml of 1MNaOAc, pH adjusted to 5 with acetic acid, 5-h shaking at room temperature;

F4. Oxide and hydroxide associated: 8 ml of 0.04M NH₂OH·HCl in 25% (v/v) acetic acid, pH 2.5, at 96 °C in a water bath for 6 h;

F5. Organic matter and sulphide associated: 3 ml of 0.02M HNO₃ and 5ml of 30% H₂O₂ (pH 2) at 85 °C for 2 h, followed by 3 ml of 30% H₂O₂ (pH 2) at 85 °C for 3 h, and then 5ml of 3.2MNH₄OAc in 20% (v/v) HNO₃ diluted to 20 ml at room temperature for 30 min;

F6. Residual fraction: digestion at 90 °C with 25 ml of dilute aqua regia (50 ml HCl + 200 ml HNO₃ + 750 ml water) for 3 h.

4) Autores:

- Larios R, Fernández-Martínez R, Silva V, Galán-Valera MP, Gómez MB, Rucandio MI (2010) New methodology for the evaluation of arsenic fractionation in environmental solid samples. 7th Aegean Analytical Chemistry Days AACD, Sep 29–Oct 3, 2010. Lesvos 2010:291

Este método es exclusivamente para la extracción secuencial de As, ha mostrado ser bastante eficiente comparado con el de la BCR.

Table 3 Extraction conditions for Scheme III: CIEMAT procedure

Step	Target phase	Extraction agent and conditions
F1	Readily soluble arsenic	30 mL H ₂ O, 24 h
F2	Arsenic highly adsorbed on mineral surfaces	40 mL 0.5 mol L ⁻¹ Na ₂ HPO ₄ (pH 8), 8 h
F3	Arsenic associated with Al oxyhydroxides	30 mL 0.5 mol L ⁻¹ NH ₄ F (pH 8.2), 15 h
F4	Arsenic bound to organic matter	10 mL 0.1 mol L ⁻¹ Na ₄ P ₂ O ₇ , 16 h
F5	Arsenic incorporated into amorphous Fe oxyhydroxides	20 mL 0.2 mol L ⁻¹ ammonium oxalate-oxalic acid (pH 3), dark, 2 h+2 h
F6	Arsenic associated with poorly crystalline Fe hydr(oxides)	40 mL CBA solution (0.2 mol L ⁻¹ sodium citrate+0.6 mol L ⁻¹ sodium bicarbonate+0.4 mol L ⁻¹ ascorbic acid (pH 8)), 21 h ^a
FR	Arsenic coprecipitated with refractory minerals	Acid digestion in MW oven: mixture of 2.5 mL HCl+7.5 mL HNO ₃ +6 mL HF

^aThis step should be performed twice for samples with arsenic content >1000 mg kg⁻¹ only