



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

BIOLOGÍA EXPERIMENTAL

**CAPTACIÓN DE METALES POTENCIALMENTE TÓXICOS POR TRES ESPECIES
DE *Opuntia* (Cactaceae) Y *Agave celsii* (Asparagaceae) EN UNA AZOTEA**

VERDE EXTENSIVA

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO(A) EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

GABRIELA VIANEY RÍOS GUZMÁN

TUTORA PRINCIPAL DE TESIS: DRA. MARGARITA COLLAZO ORTEGA

FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

COMITÉ TUTOR: DRA. SILKE CRAM HEYDRICH

INSTITUTO DE GEOGRAFÍA, UNAM

COMITÉ TUTOR: DRA. MARÍA DEL ROCÍO CRUZ ORTEGA

INSTITUTO DE ECOLOGÍA, UNAM

CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX., SEPTIEMBRE DE 2021



Universidad Nacional
Autónoma de México



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.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

BIOLOGÍA EXPERIMENTAL

**CAPTACIÓN DE METALES POTENCIALMENTE TÓXICOS POR TRES ESPECIES
DE *Opuntia* (Cactaceae) Y *Agave celsii* (Asparagaceae) EN UNA AZOTEA**

VERDE EXTENSIVA

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO(A) EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

GABRIELA VIANEY RÍOS GUZMÁN

TUTORA PRINCIPAL DE TESIS: DRA. MARGARITA COLLAZO ORTEGA

FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

COMITÉ TUTOR: DRA. SILKE CRAM HEYDRICH

INSTITUTO DE GEOGRAFÍA, UNAM

COMITÉ TUTOR: DRA. MARÍA DEL ROCÍO CRUZ ORTEGA

INSTITUTO DE ECOLOGÍA, UNAM

CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX., SEPTIEMBRE DE 2021

COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

OFICIO CPCB/829/2021

ASUNTO: Oficio de Jurado

M. en C. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración
Escolar, UNAM
P r e s e n t e

Me permito informar a usted que en la reunión virtual del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 22 de marzo de 2021 se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** en el campo de conocimiento de **BIOLOGÍA EXPERIMENTAL** de la estudiante **RÍOS GUZMÁN GABRIELA VIANEY** con número de cuenta **311219384** con la tesis titulada **“CAPTACIÓN DE METALES POTENCIALMENTE TÓXICOS POR TRES ESPECIES DE *Opuntia* (Cactaceae) Y *Agave celsii* (Asparagaceae) EN UNA AZOTEA VERDE EXTENSIVA”**, realizada bajo la dirección de la **DRA. MARGARITA COLLAZO ORTEGA**, quedando integrado de la siguiente manera:

Presidente: DRA. CLAUDIA ALEJANDRA PONCE DE LEÓN HILL
Vocal: DRA. CLARA LEONOR TINOCO OJANGUREN
Vocal: DRA. CHRISTINE DESIRÉE SIEBE GRABACH
Vocal: DRA. MARÍA DEL CARMEN MANDUJANO SÁNCHEZ
Secretario: DRA. SILKE CRAM HEYDRICH

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
“POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU”
Ciudad Universitaria, Cd. Mx., a 30 de agosto de 2021

COORDINADOR DEL PROGRAMA



DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA



AGRADECIMIENTOS INSTITUCIONALES

Agradezco, en primer lugar, al Posgrado de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México por la formación académica proporcionada en estos años.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por el apoyo económico que me permitió realizar mis estudios de maestría.

A la Dirección General de Asuntos del Personal Académico (DGAPA-UNAM), por el proyecto PAPIIME PE211817 “El invernadero como apoyo para la enseñanza de la biología de plantas en la Facultad de Ciencias”, que permitió que existiera la infraestructura adecuada en el Invernadero de la Facultad de Ciencias, UNAM.

A la Dra. Margarita Collazo Ortega, por su tutoría para poder desarrollar este proyecto de la mejor forma posible.

También agradezco a la Dra. Silke Cram Heydrich y la Dra. Rocío Cruz Ortega, mi comité tutorial, por su guía y participación a lo largo de todo el trabajo.

AGRADECIMIENTOS ACADÉMICOS

Quiero agradecer a la Universidad Nacional Autónoma de México, por brindar un espacio para poder seguir desarrollándome como profesional. De igual forma, agradezco a la Coordinación de la Investigación Científica de la UNAM (CIC), por permitirme utilizar el espacio designado para la experimentación con azoteas verdes.

Al Biól. Jerónimo Reyes Santiago, por proporcionar las especies utilizadas en este estudio y, en conjunto con la empresa ERA VERDE, por la instalación de la azotea verde y sembrado de las especies.

A la M. en C. Laura Patricia Olguín Santos, responsable técnico del Invernadero de la Facultad de Ciencias, UNAM, por brindarme el acceso al uso de las instalaciones del invernadero de calor, el área de siembra y el uso de equipo de laboratorio. Además, por los consejos otorgados para el establecimiento de las plantas en el invernadero y su constante atención.

A la M. en B. María Eugenia Muñiz Díaz de León del Taller de Plantas de la Facultad de Ciencias, UNAM, por brindarme el acceso al área de secado y sus enseñanzas para el correcto deshidratado de las muestras.

A la Dra. Lucy Natividad Mora Palomino del Laboratorio de Edafología Experimental, Instituto de Geología, UNAM, así como al Señor Jorge, por permitirme el acceso al molino y asesorarme para moler mis muestras.

Al M. en C. Julyo Espinoza Hernández, por su valiosa ayuda en las colectas de las muestras de la azotea verde y ayudarme con el triturado de algunas de las muestras.

A la Dra. Claudia Ponce de León Hill por las facilidades brindadas para el uso de las instalaciones y equipo de la Unidad de Análisis Ambiental de la Facultad de Ciencias, UNAM (UNAAMB-UNAM).

Al M. en C. Manuel Hernández Quiróz de la Unidad de Análisis Ambiental de la Facultad de Ciencias, UNAM (UNAAMB-UNAM), por su valiosa asesoría, la enseñanza de las técnicas y su crucial apoyo para el análisis de los metales potencialmente tóxicos.

Por último, pero no menos importante, a los miembros del jurado: Dra. Claudia Ponce de León, Dra. Clara Tinoco, Dra. Silke Cram, Dra. Christina Siebe y Dra. Carmen Mandujano, por leer este trabajo y proporcionar sus correcciones para enriquecerlo.

AGRADECIMIENTOS A TÍTULO PERSONAL

En primer lugar, quiero agradecer a mi familia por siempre estar presente. A mis padres por su amor, confianza y apoyo; a mi abuela, tías y primas por tantas historias, y a mi abuelo y mi tío que no alcanzaron a ver esta etapa de mi vida.

A mis profesores y compañeros de materia, por sus enseñanzas y el ambiente agradable que proporcionaron. A las doctoras y técnicos del Laboratorio de Desarrollo en Plantas (DESPLANT) por el agradable ambiente de trabajo que crean a diario. A Mague por su constante atención, amistad, apoyo y respaldo en todos los ámbitos además del académico. A Soni por su amistad, su amabilidad en todo momento e incluirme en todas esas comidas especiales. A Paty y Maru por su constante apoyo para el manejo de mis plantas y las amenas conversaciones.

A todos mis compañeros de DESPLANT, por brindarme su amistad y siempre hacer ameno el tiempo de trabajo. En especial a Julyo y Alde por su ayuda con mis plantas y los viajes al invernadero y la azotea; a Ivonne, Sofí, Ros y San por las tardes de pláticas, y a Pactli por las recomendaciones, ayuda y divertidas conversaciones de todo tipo.

A mis compañeros de la Unidad de Análisis Ambiental, en especial a Elo, Escudero, Dianita y Manuel por ayudarme en todo momento e integrarme en los convivios en la unidad.

A Andy por escucharme todo el tiempo, ser mi compañera de viaje y de burritos. A Vicky Vg por su gran amistad y mensajes de apoyo. Y a mis dos mejores amigas, Loreli y Silvia porque, a pesar de la distancia, siempre estamos la una para la otra, como si no hubiera pasado el tiempo.

Finalmente quiero agradecer a todas esas personas que, de manera indirecta, hicieron que llegara a este punto y fuera posible realizar este proyecto.

“We are here to care for the garden, the wonder of birth of every form most beautiful”

-Toumas Holopainen. *The Greatest Show on Earth-*

ÍNDICE

| | |
|---|------|
| Agradecimientos institucionales | v |
| Agradecimientos académicos | vi |
| Agradecimientos a título personal | vii |
| Índice..... | viii |
| Lista de Figuras | xii |
| Lista de Tablas..... | xiii |
| Resumen | xv |
| Abstract..... | xvii |
| 1 Introducción | 1 |
| 2 Antecedentes | 2 |
| 2.1 Metales potencialmente tóxicos | 2 |
| 2.1.1 Cadmio (Cd) | 3 |
| 2.1.2 Cobalto (Co)..... | 3 |
| 2.1.3 Cromo (Cr) | 4 |
| 2.1.4 Níquel (Ni)..... | 4 |
| 2.1.5 Plomo (Pb) | 5 |
| 2.2 Contaminación por metales potencialmente tóxicos..... | 5 |
| 2.2.1 Aire..... | 5 |
| 2.2.2 Agua | 8 |
| 2.2.3 Suelo | 8 |
| 2.3 Efectos de los metales potencialmente tóxicos en la salud humana | 10 |
| 2.4 Biodisponibilidad y asimilación de metales potencialmente tóxicos en plantas .. | 12 |
| 2.4.1 Biodisponibilidad de metales potencialmente tóxicos en el suelo | 12 |
| 2.4.2 Clasificación de las plantas de acuerdo con su asimilación de metales potencialmente tóxicos..... | 14 |
| 2.4.3 Mecanismos de tolerancia y acumulación | 17 |

| | | |
|-------|---|----|
| 2.4.4 | Mecanismos de absorción en plantas crasuláceas..... | 18 |
| 2.4.5 | Captación de metales potencialmente tóxicos en el género <i>Opuntia</i> | 20 |
| 2.5 | Azoteas verdes..... | 24 |
| 2.5.1 | Características..... | 24 |
| 2.5.2 | Beneficios de las azoteas verdes | 28 |
| 2.5.3 | Captación de metales potencialmente tóxicos en azoteas verdes | 30 |
| 3 | Justificación | 31 |
| 4 | Hipótesis y objetivos | 32 |
| 4.1 | Hipótesis..... | 32 |
| 4.2 | Objetivo general..... | 32 |
| 4.3 | Objetivos particulares | 32 |
| 5 | Método..... | 33 |
| 5.1 | Especies de estudio..... | 33 |
| 5.1.1 | <i>Agave celsii</i> Hooker (1856)..... | 33 |
| 5.1.2 | <i>Opuntia ficus-indica</i> (Linné) Miller (1753)..... | 33 |
| 5.1.3 | <i>Opuntia robusta</i> Wendland ex Pfeiffer (1837)..... | 34 |
| 5.1.4 | <i>Opuntia tomentosa</i> Salm-Dyck (1822) | 35 |
| 5.2 | Diseño experimental..... | 37 |
| 5.2.1 | Obtención de especies vegetales | 37 |
| 5.2.2 | Establecimiento de la azotea verde extensiva | 37 |
| 5.2.3 | Establecimiento del control en invernadero | 39 |
| 5.2.4 | Colectas..... | 39 |
| 5.3 | Procesado de muestras..... | 40 |
| 5.3.1 | Plantas | 40 |
| 5.3.2 | Suelo | 40 |
| 5.3.3 | Agua | 41 |
| 5.4 | Análisis de metales potencialmente tóxicos..... | 41 |

| | | |
|---------|---|----|
| 5.4.1 | Digestión previa de muestras vegetales y de sustrato..... | 41 |
| 5.4.2 | Digestión ácida asistida por horno de microondas | 42 |
| 5.4.3 | Lectura de metales potencialmente tóxicos | 42 |
| 5.4.4 | Determinación del contenido de metales potencialmente tóxicos..... | 43 |
| 5.4.5 | Análisis estadísticos | 44 |
| 5.4.6 | Determinación de la masa total de los metales potencialmente tóxicos en las plantas | 45 |
| 5.4.7 | Factores de bioconcentración y de traslocación | 45 |
| 6 | Resultados | 47 |
| 6.1 | Condiciones meteorológicas en la azotea verde | 47 |
| 6.2 | pH de las muestras de agua y suelo..... | 48 |
| 6.2.1 | Agua | 48 |
| 6.2.2 | Suelo | 49 |
| 6.3 | Crecimiento en peso seco de las especies durante los tres muestreos | 50 |
| 6.4 | Contenido de metales potencialmente tóxicos..... | 53 |
| 6.4.1 | Agua | 53 |
| 6.4.2 | Suelo | 54 |
| 6.4.3 | Diferencia en la captación de metales potencialmente tóxicos por especie.55 | |
| 6.4.3.1 | <i>Opuntia ficus-indica</i> | 55 |
| 6.4.3.2 | <i>Opuntia robusta</i> | 58 |
| 6.4.3.3 | <i>Opuntia tomentosa</i> | 60 |
| 6.4.3.4 | <i>Agave celsii</i> | 62 |
| 6.4.4 | Diferencia de la captación de metales potencialmente tóxicos entre especies | 65 |
| 6.5 | Factor de bioconcentración | 69 |
| 6.5.1 | Seis meses..... | 69 |
| 6.5.2 | Doce meses..... | 69 |

| | | |
|-------|---|-----|
| 6.6 | Factor de traslocación..... | 70 |
| 6.6.1 | Seis meses..... | 70 |
| 6.6.2 | Doce meses..... | 71 |
| 7 | Discusión | 73 |
| 7.1 | Establecimiento de las especies en la azotea verde..... | 73 |
| 7.2 | Concentración de metales en el suelo y agua | 74 |
| 7.3 | Captación de metales en las plantas | 75 |
| 8 | Conclusiones..... | 84 |
| 9 | Referencias..... | 86 |
| 10 | Anexos | 104 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1. Mecanismos de asimilación interna de contaminantes en plantas. | 16 |
| Figura 2. Azoteas verdes extensivas e intensivas. | 25 |
| Figura 3. Capas estructurales de una azotea verde. | 27 |
| Figura 4. (a) <i>Agave celsii</i> ; (b) <i>Opuntia ficus-indica</i> ; (c) <i>Opuntia robusta</i> y (d) <i>Opuntia tomentosa</i> | 36 |
| Figura 5. Vista aérea de la Coordinación de la Investigación Científica-UNAM. | 38 |
| Figura 6. Diseño experimental de la azotea verde. | 38 |
| Figura 7. Plantas de la azotea verde y del invernadero después de la plantación (a y b), seis meses después (c y d) y 12 meses después de la plantación (e y f). | 51 |
| Figura 8. Concentración ($\bar{X} \pm d. e.$; n=4) de metales potencialmente tóxicos (mg Kg^{-1}) en (a) cladodios y (b) raíces de <i>Opuntia ficus-indica</i> | 57 |
| Figura 9. Concentración ($\bar{X} \pm d. e.$; n=4) de metales potencialmente tóxicos (mg Kg^{-1}) en (a) cladodios y (b) raíces de <i>Opuntia robusta</i> | 59 |
| Figura 10. Concentración ($\bar{X} \pm d. e.$; n=4) de metales potencialmente tóxicos (mg Kg^{-1}) en (a) cladodios y frutos colectados a los seis meses, así como (b) raíces de <i>Opuntia tomentosa</i> | 61 |
| Figura 11. Concentración ($\bar{X} \pm d. e.$; n=4) de metales potencialmente tóxicos (mg Kg^{-1}) en (a) hojas, (b) tallos y (c) raíces de <i>Agave celsii</i> | 65 |
| Figura 12. Masa promedio (mg) de Cd, Co, Cr, Ni y Pb contenida por el peso seco promedio obtenido en las plantas de las cuatro especies en las diferentes colectas realizadas. | 68 |

LISTA DE TABLAS

| | |
|--|----|
| Tabla 1. Efectos de Cd, Co, Cr, Ni y Pb en la salud humana a largo plazo..... | 11 |
| Tabla 2. Concentraciones de metales potencialmente tóxicos (mg Kg ⁻¹) en el suelo (Modificado de Alloway y Trevors, 2013)..... | 14 |
| Tabla 3. Concentraciones de metales potencialmente tóxicos (mg Kg ⁻¹) en plantas (Modificado de Alloway y Trevors, 2013)..... | 16 |
| Tabla 4. Concentraciones de metales potencialmente tóxicos (mg Kg ⁻¹) reportados para el género <i>Opuntia</i> | 22 |
| Tabla 5. Características de las azoteas verdes intensivas y extensivas..... | 26 |
| Tabla 6. Límites de detección de los metales potencialmente tóxicos analizados estudio. | 43 |
| Tabla 7. Condiciones meteorológicas de la azotea verde durante el estudio. | 48 |
| Tabla 8. pH de las muestras de agua del invernadero y la azotea verde a lo largo del estudio. | 49 |
| Tabla 9. pH de las muestras de suelo de la azotea verde y el invernadero a lo largo del estudio..... | 49 |
| Tabla 10. Peso seco (g) de las cuatro especies en los tres muestreos en el invernadero y la azotea verde. | 53 |
| Tabla 11. Concentración total ($\bar{x} \pm d. e.$; n=4) de metales potencialmente tóxicos (mg Kg ⁻¹) en el sustrato de la azotea verde y el invernadero en las colectas de los diferentes tiempos. | 54 |
| Tabla 12. Factor de bioconcentración de las especies en el invernadero (I) y la azotea verde (AV) a los seis meses..... | 69 |
| Tabla 13. Factor de bioconcentración de las especies en el invernadero (I) y la azotea verde (AV) a los 12 meses..... | 70 |
| Tabla 14. Factor de traslocación de las especies en el invernadero (I) y la azotea verde (AV) a los seis meses..... | 71 |
| Tabla 15. Factor de traslocación de las especies en el invernadero (I) y la azotea verde (AV) a los 12 meses..... | 72 |
| Tabla 16. Concentración de metales potencialmente tóxicos (mg Kg ⁻¹) en las plantas de la azotea verde y las reportadas en la literatura (subrayados)..... | 81 |

| | |
|---|----|
| Tabla 17. Factores en bioconcentración en las plantas de la azotea verde y las reportadas en la literatura (subrayadas)..... | 82 |
| Tabla 18. Límite permisible de metales potencialmente tóxicos (mg Kg^{-1}) en hortalizas en diferentes legislaciones. | 83 |

RESUMEN

La Ciudad de México presenta la mayor parte del año altos niveles de contaminación del aire, debido principalmente a la adición excesiva de partículas a la atmósfera, entre los que se encuentran los metales potencialmente tóxicos (MPT). Estas partículas forman un ciclo de deposición entre el aire, el suelo y el agua hasta que entran en la cadena alimenticia. Esto conlleva a una disminución en la calidad de vida ya que ocasionan problemas respiratorios, hepáticos y cardiovasculares. Además, la captura de los contaminantes por las plantas y otras funciones ecosistémicas se han reducido debido a la falta de áreas verdes por la excesiva urbanización.

En este estudio se evaluó la captación de cinco MPT: cadmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), níquel (Ni) y plomo (Pb), en *Opuntia ficus-indica*, *Opuntia robusta*, *Opuntia tomentosa* y *Agave celsii* durante un año. Para ello, se instaló una azotea verde extensiva en la Coordinación de la Investigación Científica y, como control, se mantuvieron plantas en el Invernadero de Calor de la Facultad de Ciencias, UNAM. Las colectas se realizaron al inicio del estudio, a los 6 y 12 meses después de la plantación; en cada una se tomaron por sitio tres individuos de cada especie, una muestra representativa de suelo y muestras de agua. Las muestras secas y molidas se sometieron a una digestión ácida asistida por microondas y se cuantificaron por espectrometría de absorción atómica acoplada a horno de grafito. Los resultados se ajustaron a mg Kg^{-1} PS y se calcularon los factores de bioconcentración (FBC) y de translocación (FT) de las plantas.

Se distinguieron dos temporadas climáticas en la azotea verde: seca (noviembre a abril) y de lluvia (mayo a octubre). La biomasa de los individuos de las cuatro especies aumentó durante las dos temporadas, lo cual demuestra que las plantas crecieron en la azotea verde y se adaptaron a las condiciones climáticas. En el sustrato utilizado se encontraron presentes los cinco MPT, los cuales, a lo largo del estudio no rebasaron los límites máximos permitidos estipulados en la literatura y en las normas mexicanas. En los tres periodos de tiempo hubo valores por debajo del límite de detección para Cd, Co, Cr y Ni; para Pb se obtuvieron valores por encima del límite de detección en todo el estudio. En general, las concentraciones de Co, Cr y Ni no fueron significativamente diferentes en las plantas de la azotea verde y del invernadero, mientras que las concentraciones de Cd y Pb fueron

mayores en la azotea verde. Estos dos últimos MPT no tienen una función esencial en los seres vivos y son contaminantes de gran relevancia, por lo cual es importante que estén siendo capturados y retenidos en las plantas. Los FBC calculados fueron menores a 1, por lo cual se considera que las cuatro especies son excluyentes. En las tres especies de *Opuntia* el Cd, Co, Cr y Pb es retenido en las raíces de acuerdo con sus FT; el Ni se encontró en concentraciones similares en la parte aérea y las raíces, probablemente porque es un micronutriente. Los FT a los 12 meses calculados para *A. celsii* fueron mayores a 1, lo cual significa que los cinco MPT se movilizan a la parte aérea o entran por ésta.

Debido a la falta de literatura sobre la captación de MPT por plantas en azoteas verdes, las concentraciones de MPT se compararon con cactáceas de sitios contaminados. Los niveles de MPT son más bajos que los publicados para otras especies, pero los FBC son similares reiterando que estas plantas son de tipo excluyente. Los resultados de este estudio rebasaron los límites máximos permitidos de MPT para hortalizas referidos en normas de diferentes países, a excepción de Cd y Ni de la legislación brasileña. Con respecto a otras plantas que crecen en azoteas verdes, las cuatro especies tuvieron una mejor captación de Cd y Pb, en cantidades similares Co y en menor cantidad Ni. Con ello, se pudo determinar que *O. ficus-indica*, *O. robusta*, *O. tomentosa* y *A. celsii* son plantas que pueden establecerse en azoteas verdes extensivas de la Ciudad de México o en lugares con condiciones climáticas similares; captan y retienen principalmente Cd y Pb, pero también Co, Cr y Ni, con lo cual pueden ayudar a mejorar la calidad del aire.

ABSTRACT

Mexico City shows high pollution levels almost all year round, principally because of the excessive addition of particles, like potentially toxic metals (PTM), to the atmosphere. These particles form a deposition cycle between air, soil, and water until they enter the food chain. This leads to a decrease in the quality of life because these particles cause respiratory, hepatic, and cardiovascular diseases. Moreover, the capture of these pollutants by plants and other ecosystemic functions has been reduced by the decrease of green areas due to an excessive urbanization.

In this work, the absorption of five MPT: cadmium (Cd), cobalt (Co), chromium (Cr), nickel (Ni), and lead (Pb), was evaluated for a year in *Opuntia ficus-indica*, *Opuntia robusta*, *Opuntia tomentosa*, and *Agave celsii*. A green roof was installed in the Coordination of Scientific Research and, as control, plants were also kept in the Heat Greenhouse of Sciences Faculty, UNAM. Samples were collected at three different times: at the beginning of the study, six, and 12 months after the plantation; in each collection three individuals were taken at random for each species, as well as representative soil, and water samples. The dried and grounded samples were digested to acid digestion and were analyzed by mass spectrometry (graphite furnace coupled). The results were expressed to mg Kg^{-1} PS, and bioconcentration (BCF) and translocation (TF) factors were calculated.

Two seasons were distinguished in the green roof: dry (November to April) and rainy (May to October). The biomass of individuals of each species increased during the two seasons, which demonstrates that the four species grew well and were adapted to the green roof climatic conditions. The five PTM were found in the substrate used, but, during the study, none exceeded maximum permissible limits stipulated in references and Mexican laws. In the three periods, concentrations were found below limit detection for Cd, Co, Cr, and Ni; Pb concentrations were above limit detection throughout the study. In general, Co, Cr, and Ni concentrations did not show a significant difference between the green roof and greenhouse plants, while Cd and Pb concentrations were higher in the green roof. Cadmium and Pb don't have any essential function in living organisms, and they are relevant pollutants, so the observation that they are being captured and retained by plants is relevant. The BCF calculated were lower than 1, so the four species are considered

excluders. According to TF results, Cd, Co, Cr, and Pb were retained in roots of *Opuntia* species; Ni was found in similar concentrations in aerial parts and roots, probably because it is a micronutrient. All FT for *A. celsii* belonging to the 12-month collection group were higher than one, which means that the five MPT mobilizes to aerial parts or enter through this.

Due to the lack of literature about PTM capture by plants on green roofs, the PTM concentrations were compared with cacti of contaminated sites. The PTM levels were lower than the published for other species, but the BCF were similar, reiterating these plants are excluders type. The results of this study exceed the PTM maximum permissible limits for vegetables in different country laws, with the exception for Cd and Ni of Brazilian legislation. Compared with other green roof plants, the four species had a better Cd and Pb capture, similar Co capture, and less Ni capture. In this work, was determined that *O. ficus-indica*, *O. robusta*, *O. tomentosa* y *A. celsii* are plants that could be established in extensive green roofs on Mexico City or places with similar climatic conditions; they principally capture and retain Cd and Pb principally, but also Co, Cr, and Ni, which could help to improve air quality.

1 INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire es uno de los principales problemas en las grandes ciudades, como la de México (CDMX), ya que disminuye la calidad de vida humana al ocasionar problemas respiratorios, hepáticos y cardiovasculares (Wei et al., 2010). Esta contaminación es causada por la adición excesiva de elementos potencialmente tóxicos a la atmósfera, los cuales después forman un ciclo de deposición entre el aire, el suelo y el agua hasta que entran en la trama alimentaria (Morais et al., 2012). Entre los elementos potencialmente tóxicos se encuentran los metales pesados, un término que se considera impreciso ya que muchos autores engloban a elementos que no cumplen con las propiedades químicas, como el arsénico (As), además de que no hay evidencia de que sus características químicas tengan relación con su toxicidad (Duffus, 2002). Debido a esto, en este trabajo se prefirió ocupar el término de metales potencialmente tóxicos (MPT) para referirnos a aquellos elementos metálicos que son tóxicos en ciertas concentraciones.

Otro de los problemas que existe en las ciudades es la pérdida de las áreas verdes por la expansión de la urbanización y su mala planificación (Collazo-Ortega et al., 2017). Una de las alternativas para recuperar las áreas con vegetación es su establecimiento en los techos de las edificaciones por medio de azoteas verdes (Getter y Rowe, 2008). Las azoteas verdes proveen de beneficios como: el manejo de agua de lluvia de escorrentía, la reducción del efecto de isla de calor urbana, la conservación de energía, el incremento de la vida útil de los techos, la reducción de ruido, efectos positivos en la salud humana, hábitat y recursos para la biodiversidad y la mitigación de la contaminación ambiental (Getter y Rowe, 2006). Aunque las azoteas verdes no son una técnica novedosa en países europeos, su difusión hacia otros países es reciente y algunos beneficios no están lo suficientemente estudiados, como la captación de contaminantes (Lundholm y Peck, 2008; Oberndorfer et al., 2007). Por ello, en este trabajo se evaluó la captación de cinco MPT durante un año, en cuatro especies de plantas suculentas nativas de México que crecieron en una azotea verde extensiva.

2 ANTECEDENTES

2.1 METALES POTENCIALMENTE TÓXICOS

Los metales potencialmente tóxicos (MPT) o metales tóxicos son aquellos denominados como metales pesados. Sin embargo, el término “metal pesado” puede hacer referencia a diferentes grupos de elementos de acuerdo con la definición que se tome. La principal definición hace referencia a sus características químicas, siendo un metal pesado aquel elemento con características metálicas con una masa mayor a 40.04 (masa del calcio) o 50 Dalton (Da) y con una densidad mayor a 5 g cm^{-3} (Chu et al., 2018; Edelstein y Ben-Hur, 2018; Hoodaji et al., 2012; Järup, 2003; Morais et al., 2012; Nagajyoti et al., 2010; Navarro-Aviño et al., 2007; Sharma y Agrawal, 2005). Otras definiciones se apegan a que los metales pesados son un grupo de elementos que en bajas concentraciones ocasionan un daño a la salud de los seres vivos (Alloway y Trevors, 2013; Duruibe et al., 2007; Méndez et al., 2009; Nieboer y Richardson, 1980; Tun-Canto et al., 2017; Wuana y Okieimen, 2011). También se menciona que deben de cumplir condiciones tales como: ser tóxicos para el ser humano, ser extraídos y usados para procesos industriales y causar perturbaciones en los ciclos biogeoquímicos (Morton-Bermea, 2006). Sin embargo, estas definiciones no reflejan todas las características de los elementos que se pretenden agrupar y la relación de éstas con las características tóxicas que se reportan para cada uno de los metales (Duffus, 2002; Navarro-Aviño et al., 2007; Nieboer y Richardson, 1980).

Los elementos potencialmente tóxicos son aquellos que tienen una importancia ambiental y toxicológica, por su capacidad para causar daño a los seres vivos de acuerdo a su biodisponibilidad, su forma química, su movilización y la concentración que tengan en el ambiente (Volke-Sepúlveda et al., 2005; Wood, 1974). Por lo tanto, en este trabajo se denomina a un elemento potencialmente tóxico con características metálicas (incluyendo a los metaloides) como MPT. Estos pueden ser aluminio (Al), plata (Ag), arsénico (As), boro (B), bario (Ba), berilio (Be), cadmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), hierro (Fe), mercurio (Hg), manganeso (Mn), molibdeno (Mo), níquel (Ni), plomo (Pb), antimonio (Sb), estaño (Sn), estroncio (Sr), talio (Tl), vanadio (V) y zinc (Zn) (USEPA, 2007). El B, Cu, Co, Cr, Fe, Mo, Mn, Ni, Se y Zn están clasificados como micronutrientes esenciales ya que forman

parte de los requerimientos nutricionales de organismos como plantas y animales, pero que en altas concentraciones pueden ser perjudiciales; mientras que el Al, As, Ag, Ba, Be, Cd, Hg, Pb, Sb, Tl, y V son agrupados como elementos no esenciales porque no tienen una actividad biológica conocida en los seres vivos (Alloway y Trevors, 2013; United States Environmental Protection Agency, 2007). A continuación, se hará énfasis en los usos de Cd, Co, Cr, Ni y Pb ya que son los MPT evaluados en el presente estudio.

2.1.1 Cadmio (Cd)

Este metal no esencial descubierto en 1817 posee el número atómico 48 y se encuentra ubicado en el grupo 12, periodo 5, de la tabla periódica. Fue muy utilizado para la elaboración de pigmentos, amalgamas dentales y fungicidas, como estabilizante de plásticos y para la fabricación de partes de electrodomésticos. Sin embargo, debido a su toxicidad, en la actualidad sólo se utiliza para la fabricación de baterías de aleación Ni-Cd y para la composición de algunas partes de las televisiones (Huff et al., 2007). El Cd es comúnmente encontrado como contaminante de fertilizantes, lo cual hace que haya una adición de este metal al suelo cuando se aplican estos productos (Järup, 2003). Otras de las fuentes de Cd son los lodos residuales que se aplican al suelo, la minería, la descomposición y el desecho de productos derivados de ésta (Alloway y Trevors, 2013).

2.1.2 Cobalto (Co)

El Co fue descubierto en 1739, es el elemento 27 de la tabla periódica y se ubica en el grupo 9, periodo 4. Se cataloga como micronutriente esencial ya que forma parte de la vitamina B12, que es importante en la biosíntesis de metionina y en la formación de succinato (Simonsen et al., 2012); esta vitamina es sintetizada solamente por bacterias, como las que se encuentran en el tracto digestivo de los rumiantes (Alloway y Trevors, 2013). Se ha reportado que el Co también es necesario para la fijación de nitrógeno de bacterias del género *Rhizobium* y *Azotobacter*, aunque se desconoce la función específica (Alloway y Trevors, 2013). Su mayor uso es en la producción de baterías recargables de litio; otros usos son la fabricación de aleaciones para motores, implementos ortopédicos, esmaltes, catalizadores e imanes (Baran, 2018). Una contaminación por Co suele ser rara y las mayores fuentes son el material parental del suelo, los fertilizantes y las sales de Co que

son aplicadas en los pastizales de forrajeo para mantener la salud del ganado (Alloway y Trevors, 2013).

2.1.3 Cromo (Cr)

El Cr fue descrito por primera vez en 1798, tiene el número atómico 24 y está posicionado en el grupo 6, periodo 4, de la tabla periódica. Es utilizado en la industria de la galvanoplastia, la textil, del cuero y del acero inoxidable; para cromar metales, fabricar pigmentos, tintas, fungicidas, fertilizantes, preservadores de madera y catalizadores (Das y Mishra, 2008). Las principales fuentes de emisión de este metal son las industrias que lo utilizan (Alloway y Trevors, 2013). Para este metal se consideran dos formas importantes, el Cr (III) que es un micronutriente y el Cr (VI) que es considerado como tóxico (ATSDR, 2012). En animales, el Cr (III) forma parte de un compuesto denominado cromodulina que se activa cuando las concentraciones de insulina suben ayudando a amplificar su señal (Pechova y Pavlata, 2007).

2.1.4 Níquel (Ni)

El Ni es el elemento 28 de la tabla periódica, fue descubierto en 1751 y se encuentra ubicado en el grupo 10, periodo 4. Debido a su maleabilidad, resistencia a la corrosión y su buena conducción de calor y electricidad es muy utilizado en la industria del acero inoxidable, electrónica y para la fabricación de baterías (Alloway y Trevors, 2013; Das y Buchner, 2007). Está presente de forma natural en los suelos, en meteoritos y es emitido por los volcanes, mientras que las mayores fuentes de emisión antropogénicas son las industrias, la combustión de diésel o gasolina, la incineración de basura; en bajas cantidades es liberado por implantes dentales y ortopédicos, utensilios de cocina, joyería de fantasía y por el tabaco (Cempel y Nickel, 2006; Das y Buchner, 2007). En plantas, el Ni forma parte de la enzima ureasa, la cual es importante en la fijación del nitrógeno; también se ha encontrado en plantas de cebada que, cuando hay deficiencia de Ni, hay una baja viabilidad de semillas, las raíces del embrión no se desarrollan o su desarrollo es muy bajo (Yusuf et al., 2011). Se considera que también es esencial para algunas bacterias y animales, aunque en estos últimos su función no está clara (Alloway y Trevors, 2013).

2.1.5 Plomo (Pb)

Este metal no es esencial, es el elemento 82 y está ubicado en el grupo 14, periodo 6, de la tabla periódica. Ha sido ampliamente utilizado desde hace cinco mil años debido a su maleabilidad, resistencia a la corrosión, ductilidad y bajo punto de fusión (Assi et al., 2016). Fue usado para elaborar materiales de construcción, vidrio, espermicidas, aditivos, preservadores de vino y cosméticos; su uso actual es principalmente para fabricar municiones, baterías de automóviles y pigmentos (Florea y Büsselberg, 2006). Las fuentes de emisión principales de Pb son las industrias, las fundidoras de metales, el uso de lodos residuales, la combustión de petróleo y, anteriormente, las gasolinas con plomo (Alloway y Trevors, 2013).

2.2 CONTAMINACIÓN POR METALES POTENCIALMENTE TÓXICOS

A partir de la revolución industrial, el uso de MPT ha ido en aumento, representando un problema de contaminación ya que estos no son degradables y se acumulan en los suelos o sedimentos (Marguá et al., 2016; Tchounwou et al., 2012). En México los MPT que son de mayor importancia por su presencia constante en sitios contaminados son el As, Be, Cd, Cu, Cr, Hg, Pb, Se, Tl, V y Zn (Volke-Sepúlveda et al., 2005). Un punto importante de la contaminación por MPT es que ésta puede seguir un orden cíclico pasando del aire al suelo y al agua, regresar a cualquiera de estos sistemas y posteriormente pasar a los seres vivos (Morais et al., 2012).

2.2.1 Aire

La acumulación de MPT en el aire se debe a actividades geológicas naturales, como los volcanes que emiten partículas de Al, Cu, Hg, Mn, Ni y Pb entre los gases que exhalan, el polvo levantado de regiones como el Desierto del Sahara que puede contener Cr, Fe, Mn, Ni y Pb y la brisa de los océanos que llega a las zonas costeras (Sharma y Agrawal, 2005). Las actividades antropogénicas que facilitan la adición de MPT al aire son las emisiones de las fábricas, la combustión de ciertos productos como los derivados del petróleo, el uso de agroquímicos, el tráfico y el desgaste vehicular, o algunas actividades industriales como la minería (Duruibe et al., 2007). Dependiendo del tamaño de las partículas metálicas y de sus asociaciones químicas, pueden ser transportadas por el viento a largas distancias hasta que

caen por medio de sedimentación gravitacional (deposición seca), o se disuelven y se precipitan con la lluvia (deposición húmeda) (Hoodaji et al., 2012; Zafra et al., 2013). Por ello, representan un grave riesgo para la salud puesto que la población queda expuesta a estos elementos, sobre todo en ambientes urbanos donde se realizan la mayoría de las actividades antropogénicas que ocasionan su liberación.

La Ciudad de México se encuentra en una cuenca a 2240 msnm y está rodeada por montañas, además de que existen más de 40 mil industrias y más de 5 millones de vehículos; por ello los MPT y demás contaminantes del aire permanecen en la ciudad (Calderón-Garcidueñas et al., 2015; Delgado et al., 2019). En México no hay una escala para evaluar la contaminación de cada MPT en el aire, ya que su monitoreo consumiría demasiado tiempo y recursos por las técnicas de análisis (Cejudo et al., 2015); la única excepción es el Pb que se evalúa conforme a la NOM-026-SSA1-1993 donde se especifica que no debe rebasar $1.5 \mu\text{g m}^{-3}$ en un promedio de tres meses. Por ello, los MPT son agrupados en el índice de contaminación como partículas suspendidas PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$. Las regulaciones gubernamentales han controlado parcialmente las emisiones de CO_2 , SO_2 , NO_2 y O_3 ; sin embargo, las PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ continúan siendo un serio problema, ya que su concentración ha ido en aumento desde hace años (Castro et al., 2018). Desde 2014, se presenta un alza en la concentración de PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$, rebasando los límites máximos permisibles por las normativas y presentándose las concentraciones más elevadas al norte de la Ciudad de México (INECC, 2019; Secretaria de Medio Ambiente de la Ciudad de México, 2017). Además, son las principales responsables de la mala calidad del aire en la Ciudad de México, sólo después del O_3 (Secretaria de Medio Ambiente de la Ciudad de México, 2017), y son consideradas muy dañinas ya que afectan a largo plazo las funciones respiratorias en los humanos y aumentan la tasa de mortalidad (Baraldi et al., 2019). Las partículas mayores a $10 \mu\text{m}$ pueden ser depositadas en cuestión de minutos o quedar retenidas en la vellosidad nasal, las PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ se pueden quedar en el aire durante largo tiempo, ser trasladadas a grandes distancias y pueden entrar en el sistema respiratorio y depositarse en la tráquea o los bronquios; las partículas menores a $\text{PM}_{2.5}$ se comportan parecido a las anteriores, pero éstas pueden llegar a depositarse en los alveolos pulmonares (Adejumo et al., 1994; González-Lozano et al., 1999). La proporción entre el contenido de PM_{10} y de $\text{PM}_{2.5}$ en el aire de la Ciudad de México es similar y se mantiene en iguales cantidades durante el día y la noche, sobretodo en lugares de alta afluencia vehicular y con alta actividad (González-Lozano et al., 1999; Vega et al., 2002).

Las concentraciones de MPT varían en las PM₁₀ y PM_{2.5}. Los MPT componen aproximadamente el 0.6% de las PM_{2.5}, los más frecuentes son Al, As, Be, Cd, Ce, Co, Cr, Cs, Cu, Eu, Fe, Hg, La, Mn, Ni, Pb, Rb, Sr, Th, Tl, V y Zn (Morton-Bermea et al., 2018; Vega et al., 2011); Ce, Co, Cu, Cs, Fe, La, Rb, Sr, Th y Tl presentan mayores concentraciones en la época seca, mientras que el Cd, Cr, Eu, Ni, Pb, V y Zn no presentan esta temporalidad (Morton-Bermea et al., 2018). También se reporta que aproximadamente el 70% de las PM₁₀ están constituidas por metales (Guzmán-Morales et al., 2011). Las fuentes que se asocian a algunos metales son las actividades industriales para Cd, Cr, Fe, Pb y Zn; el Pb y el Zn también se asocian con la quema de residuos (Salazar et al., 1981; Vega et al., 2011). El Ba, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn están relacionados con el tráfico vehicular, su desgaste y los combustibles fósiles (Calderón-Garcidueñas et al., 2015; Morton-Bermea et al., 2018). El As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn también pueden provenir de las fábricas cementeras (Adejumo et al., 1994). El volcán Popocatepetl y la erosión eólica del Lago de Texcoco son dos fuentes naturales que incrementan el contenido de MPT en el aire de la Ciudad de México. Entre los MPT que puede emitir el volcán se encuentran As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Ti y Zn ya que se han encontrado en estudios de PM₁₀ y suelos cercanos al volcán (Jiménez et al., 2004; Rodríguez-Espinosa et al., 2015). El Lago de Texcoco y las tierras de cultivo de Tenango del Aire y Chalco, todos en el Estado de México, son las principales fuentes de PM₁₀ provenientes de erosión eólica (Díaz-Nigenda et al., 2010). Éstas llegan a la Ciudad de México por los regímenes de vientos durante la temporada seca de diciembre a marzo (Jazcilevich-Diamant et al., 2015). Sin embargo, con los problemas de contaminación de la Ciudad de México y de la cuenca, es difícil distinguir las partículas que puedan provenir de estas fuentes (Obenholzner et al., 2008). En hojas de *Ficus benjamina*, se observó que la mayor parte de la concentración de Co, Cr, Cu, Pb, Sb, V y Zn proviene de la superficie de las hojas, lo cual se atribuye a un enriquecimiento de estos metales en el aire de la Ciudad de México (Guzmán-Morales et al., 2011).

También existen estudios en otros estados de la República Mexicana como Guerrero, San Luis Potosí o Zacatecas debido a su cercanía con las mineras, encontrando que los principales MPT son As, Cd, Cr, Cu, Hg y Pb (Covarrubias y Peña, 2017). Por ejemplo, en seis ciudades de Sonora se evaluó la concentración de MPT durante un año, encontrando en algunos casos que todos los días del año se detecta Cu y Ni, y que para todas las ciudades el Cu, el Ni y el Pb se encuentran presentes en el aire más de la mitad del año (Campas et al., 2017).

2.2.2 Agua

El agua puede ser contaminada por MPT mediante su deposición atmosférica y húmeda, las descargas de las industrias, la escorrentía de los suelos erosionados y la escorrentía de jales mineros (Haiyan y Stuanes, 2003; Sharma y Agrawal, 2005). En tres sitios de México con distintos grados de urbanización, se examinó la concentración de Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en el vapor de agua encontrando los valores más altos de los metales en una zona industrial, seguido por una zona con tráfico y los valores más bajos son de una zona poco poblada (Bautista-Olivas et al., 2017). En aguas residuales de Tlaxcala se encontró una concentración alta de Zn seguida por Cu, Pb, Cr, Co, Ni, Cd y As atribuidas a las descargas industriales de la zona (Castro-González et al., 2019). En la Laguna de las Ilusiones en Tabasco, se han reportado valores de Al, Cd, Cr, Ni, Mn y Pb mayores a los límites permisibles de las normas canadienses y estadounidenses, pero no así a las mexicanas; el enriquecimiento con estos metales se atribuye a que son arrastrados por los ríos y depositados en la laguna (Flores et al., 2018). En Quintana Roo, los canales de desagüe de las parcelas de cultivo hacen que los residuos de los agroquímicos y metales, como el As y Cd, sean depositados en el Río Hondo que desembocan a su vez en la Bahía de Chetumal, poniendo en peligro a la fauna local (Tun-Canto et al., 2017).

2.2.3 Suelo

Los MPT se encuentran en todos los suelos y su concentración varía dependiendo de la naturaleza de la roca madre (Tchounwou et al., 2012; Wuana y Okieimen, 2011). Sin embargo, las actividades antropogénicas favorecen el enriquecimiento de los suelos con MPT provocando contaminación y su acumulación (Alloway y Trevors, 2013). El suelo puede retener e inmovilizar los metales mediante procesos de adsorción y precipitación, pero cuando se supera su capacidad representan un riesgo para la biota y los cuerpos de agua (Martínez-Alva et al., 2015). Otros factores que pueden influir en la presencia de los metales y verse alterados por los mismos son el contenido de materia orgánica y los procesos metabólicos de los microorganismos (Biasioli et al., 2007; Martínez-Alva et al., 2015). Los MPT pueden abandonar el suelo por procesos de volatilización, erosión, disolución y asimilación por organismos; es menos común que se lixivien, por lo cual se quedan en las capas superficiales (Biasioli et al., 2007; Galán y Romero, 2008). Al quedarse más tiempo en

la superficie están expuestos a ser pulverizados, teniendo más posibilidades de suspenderse nuevamente en el viento y ser trasladados a otras partes (Zafra et al., 2013).

La minería es la principal fuente de contaminación de MPT en el suelo (Galán y Romero, 2008), aunque de acuerdo a las actividades que se llevan a cabo en el sitio se pueden distinguir otras fuentes de contaminación. En suelos agrícolas la utilización de aguas tratadas residuales para el regadío de cultivos o la adición de lodos residuales como parte de su fertilización, contribuyen a la contaminación con Pb, Ni, Cd, Cr, Cu y Zn (Alloway y Trevors, 2013). El uso de fertilizantes agrega micronutrientes y metales traza como As, Ba, Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb y Zn, que se acumulan en el suelo; mientras que los pesticidas, actuales y otros en desuso por otros países, contienen As, Cu, Cr, Hg, Mn, Pb y/o Zn, convirtiéndose en otra fuente de contaminación (Wuana y Okieimen, 2011). En suelos urbanos la concentración de MPT tiende a ser mayor que en suelos agrícolas. Al tener una mayor densidad de población, hay una mayor cantidad de residuos y, por lo tanto, una mayor liberación de metales que se acumulan más en la superficie por deposición (Wang et al., 2018). Las principales fuentes de contaminación son las zonas industriales, seguidas por las zonas con alto tránsito vehicular y las zonas con grandes jardines ornamentales, por el uso de grandes cantidades de agroquímicos (Biasioli et al., 2007). Otras fuentes son la corrosión de estructuras metálicas, el cascajo, los residuos domésticos, algunas pinturas y los incendios (Volke-Sepúlveda et al., 2005).

En México, los estados más impactados por contaminación con MPT, como As, Cd, Pb y Zn, debido a las actividades mineras son: Aguascalientes, Chihuahua, Coahuila, Durango, Hidalgo, Nuevo León, San Luis Potosí, Sinaloa, Sonora y Zacatecas (Soto-Jiménez y Olvera-Balderas, 2019). En Torreón, Coahuila, las mineras son las principales fuentes de contaminación de As, Cd y Pb, éstos son dispersados por el viento y se acumulan en el suelo durante varios años, aunque las mineras dejen de operar (Valdés-Perezgasga y Cabrera-Morelos, 1999). Se han reportado altas concentraciones de As, Cd, Cu, Fe, Pb y Zn en suelos agrícolas del Nevado de Toluca representan un peligro potencial de contaminación para los cultivos; aunque los valores están debajo de límite permisible por las normas mexicanas, también se ha visto que en lugar de implementar estrategias de remediación, se opta por aumentar los límites permisibles en las normas (Martínez-Alva et al., 2015). En suelos agrícolas del suroeste de Guanajuato se reporta la presencia de Cd, Cu, Pb y Zn, los cuales se considera que están relacionados a los fertilizantes utilizados en la zona o el tránsito vehicular (López-Pérez et al., 2018). En suelos y sedimentos de Quintana Roo se hallaron Fe,

Cu, Cd y Hg; el primero se relaciona con el material parental pero los otros metales tienen un origen antropogénico relacionado con los agroquímicos de las zonas de cultivo, la incineración de residuos y las chimeneas de los ingenios azucareros (Tun-Canto et al., 2017). En la ciudad de Ensenada, Baja California, se colectaron muestras de polvo de las avenidas, siendo las de mayor afluencia vehicular las más contaminadas con Cr, Ni, Pb y Zn (Cortés et al., 2017). En los suelos chinamperos del sur de la Ciudad de México el uso de aguas con tratamiento secundario para su riego adiciona en mayor cantidad Pb, seguido de Ni, Zn, Cu, Cr y Cd (Ramos-Bello et al., 2001). En los suelos superficiales de la Ciudad de México se han encontrado Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en varias alcaldías; las fuentes probables son: para Cr los sistemas de frenado de vehículos, quema de carbón y petróleo, producción y soldadura de acero y algunos colorantes; para Cu, Ni y Zn la fabricación de aleaciones y compuestos metálicos, aguas residuales, quema de carbón y petróleo e incineradores de basura; finalmente para Pb, la industria de acero y hierro, la fabricación y el uso de armas, las baterías y la contaminación remanente de las gasolinas con plomo (Delgado et al., 2019; Morton-Bermea, 2006). Además, la concentración de Cr en los suelos de la Ciudad de México es más alta que las reportadas en ciudades como Hamburgo, Bangkok, Madrid y Palermo, la de Ni es más alta que en Bangkok, Madrid y Palermo y la de Pb es mayor que en Bangkok y Hong Kong (Morton-Bermea et al., 2009).

2.3 EFECTOS DE LOS METALES POTENCIALMENTE TÓXICOS EN LA SALUD HUMANA

Para la población en general, la mayor exposición a los MPT se da de forma crónica y está principalmente asociada a los alimentos y a la inhalación de partículas suspendidas (Reyes et al., 2016). Esta exposición está directamente ligada al aire, ya que a través del viento las partículas metálicas se movilizan desde sus fuentes y son depositadas en el suelo y acuíferos, para posteriormente entrar en contacto con los alimentos y el agua potable (Mahurpawar, 2015; Morais et al., 2012). Los MPT tienden a ocasionar efectos adversos a la salud, dependiendo de la concentración a la que se presenten, la acumulación en los tejidos, el tipo de compuestos que puedan formar, así como de la edad, el género, la genética, la nutrición y la exposición de cada persona (Londoño-Franco et al., 2016; Tchounwou et al., 2012). En este estudio se escogieron los MPT Cd, Co, Cr, Ni y Pb por su

importancia y presencia como contaminantes en las ciudades. En la Tabla 1 se hace énfasis de los efectos de éstos en la salud.

Tabla 1. Efectos de Cd, Co, Cr, Ni y Pb en la salud humana a largo plazo.

| Metal | Efectos a la salud a largo plazo |
|----------------|--|
| Cadmio | Disfunción renal, obstrucción pulmonar, neumonitis, inhibición del crecimiento, daño al sistema nervioso, miocardiopatías, interferencia con las funciones de otros metales como el Zn y reducción de la densidad de los huesos causando osteomalacia, osteoporosis y fracturas; puede causar cáncer en hígado, riñón, páncreas, pituitaria, próstata, testículos, glándula adrenal, leucemia y principalmente en pulmón (Duruibe et al., 2007; Huff et al., 2007; Keil et al., 2011). |
| Cobalto | Vasodilatación, cardiomiopatías, disfunción tiroidea reversible, cambios en la visión, dermatitis, eczema, ronchas, asma, dañar el tejido pulmonar, interferir con la función del Ca, aparición de sarcomas y tumores pulmonares (Chen y Teo, 2001; Kubrak et al., 2011; Paustenbach et al., 2014; Simonsen et al., 2012). |
| Cromo | Pérdida de peso, anemia, dificultad para respirar, perforación del septo nasal, daño al sistema reproductivo, altera la función hepática y provoca cáncer de pulmón, estómago, intestino y potencial genotóxico (ATSDR, 2012; Casalegno et al., 2017; Das y Mishra, 2008). |
| Níquel | Cáncer de pulmón, nariz, laringe y próstata, embolia pulmonar, defectos congénitos, bronquitis crónica e interferir con la actividad de otros metales como Ca, Cu, Fe, Mg, Mn y Zn. En personas sensibles al Ni puede causar dermatitis, asma, conjuntivitis, dolor de cabeza, vértigo, náusea, insomnio, vómito e irritabilidad (Casalegno et al., 2017; Cempel y Nickel, 2006; Das et al., 2008; Mahurpawar, 2015). |
| Plomo | Nefropatía crónica y aguda, inhibición de la síntesis de hemoglobina, daño a los tractos intestinal y urinario, daño al sistema nervioso, encefalopatía, anemia, problemas cognitivos y neurológicos, especialmente en niños, disminución de la eliminación del ácido úrico, daño al sistema reproductivo e intoxicación por Pb (Saturnismo) (Assi et al., 2016; Duruibe et al., 2007; Florea y Büsselberg, 2006). |

2.4 BIODISPONIBILIDAD Y ASIMILACIÓN DE METALES POTENCIALMENTE TÓXICOS EN PLANTAS

Las plantas tienen la capacidad de absorber MPT por sus raíces, estomas o quedar adsorbidos a las superficies foliares (Hoodaji et al., 2012; Lundholm y Williams, 2015; Sharma y Agrawal, 2005). Además, han desarrollado mecanismos muy eficientes para tomar del suelo los micronutrientes que necesitan cuando están en concentraciones muy bajas, mediante la producción de compuestos que modifican el pH para solubilizarlos (Tangahu et al., 2011). Por ello, también tienen la capacidad de captar en sus tejidos metales y otros elementos potencialmente tóxicos sin presentar alteraciones en su crecimiento o funcionamiento (Duruibe et al., 2007; Méndez et al., 2009). Esto es porque han desarrollado múltiples mecanismos para tolerar, asimilar y neutralizar el daño de las concentraciones de metal que están en su medio (Kabata-Pendias, 2004).

La cantidad de MPT que pueden acumular las plantas depende de la especie, sus características morfofisiológicas, la edad de la planta, las condiciones ambientales y la biodisponibilidad del metal (Chojnacka et al., 2005; Nagajyoti et al., 2010b; Seregin y Kozhevnikova, 2006). Algunos autores distinguen dos tipos de biodisponibilidad: la externa que depende de la disponibilidad de los MPT en la matriz del suelo, y la interna que es la capacidad de las plantas para absorberlos; otro término que se encuentra es bioaccesibilidad que se define como la cantidad de metal que puede ser movilizada en un tiempo y condiciones determinadas (Kim et al., 2015). Sin embargo, en términos generales la biodisponibilidad es la posibilidad que tiene un compuesto o elemento en alguna fuente para que pueda ser consumido por un organismo (Galán y Romero, 2008).

2.4.1 Biodisponibilidad de metales potencialmente tóxicos en el suelo

La composición de MPT del suelo depende en primer lugar del material parental, y su movilidad está regulada por la estabilidad de esos materiales, la interacción de los componentes y por las adiciones de MPT que haya en los suelos (Kabata-Pendias, 1993). De acuerdo con la disponibilidad de los metales por las uniones que puedan establecer, se pueden distinguir cuatro fracciones de disponibilidad de metales en el suelo. En los suelos solo la fracción que se encuentra en la solución intersticial (fracción intercambiable) está inmediatamente disponible para que pueda ser tomada por los organismos vivos (Galán y Romero, 2008). Otros metales pueden formar compuestos con Fe y Mn (fracción reducible),

lo cual limita su movilidad y su disponibilidad (Kabata-Pendias, 1993). Cuando los metales se unen a la materia orgánica (fracción oxidable) quedan retenidos y sólo hasta que ésta se descompone son liberados y pueden estar disponibles nuevamente (Galán y Romero, 2008; Kabata-Pendias, 1993). Los metales pueden unirse fuertemente a silicatos u otras estructuras cristalinas (fracción no disponible), por lo cual no se liberan fácilmente ya que estas uniones son muy estables (Galán y Romero, 2008; Kabata-Pendias, 1993).

Los cambios en la biodisponibilidad dependen de características del suelo como el pH, el potencial de reducción y oxidación, la capacidad de intercambio catiónico; la adición de quelantes, fertilizantes y materia orgánica, así como de las condiciones ambientales (Castro-González et al., 2019; Tangahu et al., 2011). El pH es el factor más relevante que determina la biodisponibilidad de los metales potencialmente tóxicos, siendo más solubles en valores ácidos (Alloway y Trevors, 2013). En valores de pH moderados los metales se encuentran adsorbidos en las arcillas y en complejos órgano-metálicos por lo cual se encuentran menos disponibles; en los valores de pH bajos, los iones H^+ compiten con los sitios de unión y, por lo tanto, hay más iones metálicos en la fracción intercambiable (Kim et al., 2015). La temperatura del suelo también puede ayudar a incrementar la movilidad de los metales ya que pueden romper las barreras energéticas que los mantienen unidos a las partículas del suelo (Alloway y Trevors, 2013).

Normalmente en los suelos hay metales como el Cd y el Zn que son más móviles porque se hallan en cualquiera de las tres primeras fracciones, mientras que hay otros como el Cr, Ni y Pb que son menos móviles porque frecuentemente se encuentran unidos a los silicatos (Kabata-Pendias, 1993). Sin embargo, los metales que tienen un origen antropogénico, como el Cd, Cs, Sn, Rb y Zn, son más disponibles ya que se quedan en los primeros centímetros del suelo por su baja lixiviación; esto causa que una vez que el suelo se contamine sea una fuente potencial de metales para los organismos (Dudka & Miller, 1999; Kabata-Pendias, 2004). Una técnica para evaluar el contenido de metal absorbido por una planta en términos del metal que había en el suelo es el factor de bioconcentración. Con éste se ha reportado que en varias plantas el Zn es el elemento más biodisponible, seguido por el Cu, Cr, Ni, Mn, Pb, Cd, As y el menos disponible es Hg (Chojnacka et al., 2005). En un estudio realizado en suelos contaminados con pH ácido, se reiteró al Cd y Zn como los metales con un mayor posibilidad de movilidad, mientras que los menos móviles fueron Cr y Pb (Kim et al., 2015). Existen intervalos de concentraciones no críticas y valores mínimos críticos de MPT en el suelo, sin contar los depósitos mineros, que pueden servir como guía

para determinar si un suelo está contaminado o no, dependiendo de sus características (Alloway y Trevors, 2013). En la Tabla 2 se presentan estos valores para los MPT que se analizaron en este trabajo.

Tabla 2. Concentraciones de metales potencialmente tóxicos (mg Kg^{-1}) en el suelo (Modificado de Alloway y Trevors, 2013). (*) Intervalo calculado sin incluir suelos ultramáficos que pueden tener concentraciones superiores a 7000 mg Kg^{-1} .

| Metal | Intervalo no crítico (mg Kg^{-1}) | Valor crítico (mg Kg^{-1}) |
|--------------|--|---|
| Cd | 0.1-2 | 3-10 |
| Co | 1-40 | 50-160 |
| Cr | 1-3000 | 75-100 |
| Ni | 2-450* | >100 |
| Pb | 2-300 | 100-400 |

2.4.2 Clasificación de las plantas de acuerdo con su asimilación de metales potencialmente tóxicos

Las plantas pueden clasificarse de acuerdo con la concentración de metal encontrada en sus tejidos en tres grupos: acumuladoras, en las que el metal está en mayor concentración en su parte aérea o subterránea en comparación con la concentración, baja o alta, del suelo; indicadoras, cuya concentración de metal acumulada en sus tejidos refleja el contenido de metal en el suelo; y excluyentes, que tienen una concentración de metal baja y constante con respecto a un amplio rango de concentración del suelo (Baker, 1981). Complementando la última definición, las plantas excluyentes restringen la entrada de metales neutralizándolos en la rizósfera y los metales que llegan a absorber se quedan retenidos en la raíz evitando su traslocación a la parte aérea (Ghosh y Singh, 2005; Meeinkuirt et al., 2013; Munive et al., 2018; Pignattelli et al., 2012; Zhang et al., 2014). En las plantas excluyentes, la parte aérea puede ser más sensible a los metales en comparación con la raíz, por lo cual se consideran plantas tolerantes y normalmente no crecen en sitios contaminados (Llugany et al., 2007; Rascio y Navari-Izzo, 2011). Por otra parte, se considera que las plantas acumuladoras habitan en sitios contaminados o con alto contenido de metales y poseen mecanismos para evitar efectos tóxicos (Llugany et al., 2007; Muszyńska y Hanus-Fajerska, 2015). Dentro de éstas, las plantas hiperacumuladoras poseen la capacidad de acumular 1000 mg de Ni, Co, Cu, Pb o Se; $10,000 \text{ mg}$ de Zn y Mn y 100 mg de Cd por Kg de peso seco (Dar et al., 2018). Aunque una mayor acumulación de MPT puede

ser deseable, su retención en partes aéreas en ciertas especies puede hacer que se integren a la cadena alimenticia (Ali et al., 2013) ocasionando un daño mayor al ecosistema.

Dependiendo del tipo de planta, éstas pueden tener distintos mecanismos de asimilación que son: rizodegradación, fitoestabilización, fitodegradación, fitoextracción y fitovolatilización (Figura 1). La rizodegradación es la precipitación o absorción en la zona de la raíz por los microorganismos (Tangahu et al., 2011). En la fitoestabilización, los elementos potencialmente tóxicos se absorben en la raíz quedándose en la pared celular o dentro de células radicales y no se traslocan al tallo (Ali et al., 2013). La fitodegradación es la descomposición de los elementos potencialmente tóxicos, aunque hay que aclarar que esta no se da con los MPT ya que estos no son biodegradables (Ali et al., 2013). La fitoextracción es la asimilación de metales potencialmente tóxicos, y otros contaminantes, y la traslocación por medio del xilema a la parte aérea de la planta donde se acumulan (Ali et al., 2013). En este proceso se forman complejos entre los metales y quelatos para ser transportados y almacenados en las vacuolas de tejidos como epidermis, tricomas y cutículas (González-Mendoza y Zapata-Pérez, 2008; Rascio y Navari-Izzo, 2011). En la fitovolatilización se asimilan los elementos potencialmente tóxicos y posteriormente se liberan de nuevo a la atmósfera, en menor cantidad y en una forma menos dañina (Tangahu et al., 2011). Al igual que en los suelos, para las plantas también se han determinado intervalos de concentraciones que no son tóxicos para las plantas y valores críticos donde empiezan a mostrar síntomas de toxicidad, exceptuando a las hiperacumuladoras (Tabla 3) (Alloway y Trevors, 2013).

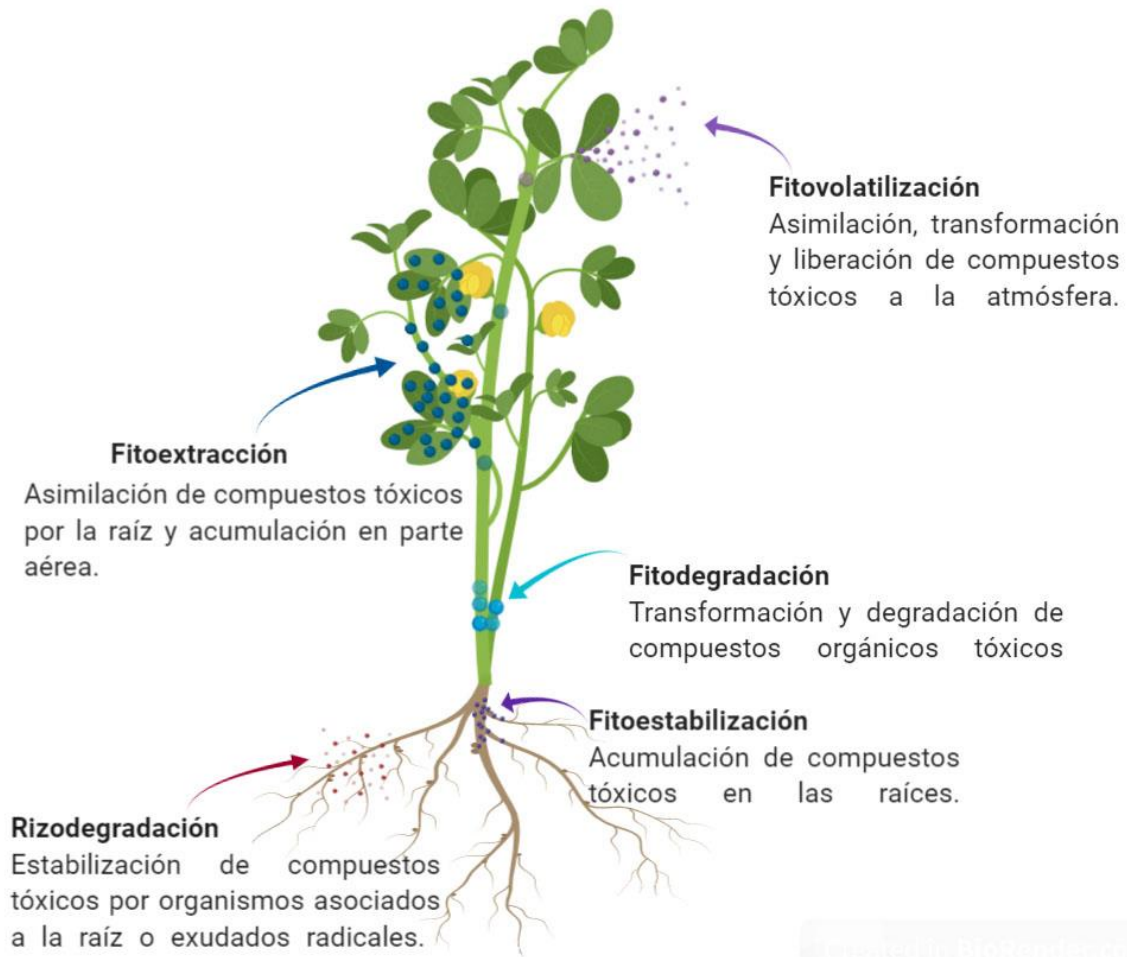


Figura 1. Mecanismos de asimilación interna de contaminantes en plantas. Creado en la página biorender.com

Tabla 3. Concentraciones de metales potencialmente tóxicos (mg Kg^{-1}) en plantas (Modificado de Alloway y Trevors, 2013).

| Metal | Intervalo no crítico (mg Kg^{-1}) | Valor crítico (mg Kg^{-1}) |
|-------|--|---------------------------------------|
| Cd | 0.1-2.4 | 5-30 |
| Co | 0.02-1 | 15-50 |
| Cr | 0.03-0.2 | 1-10 |
| Ni | 0.05-10 | 10-100 |
| Pb | 0.2-20 | 30-300 |

2.4.3 Mecanismos de tolerancia y acumulación

Los mecanismos de tolerancia contra el daño por MPT incluyen: el establecimiento de asociaciones simbióticas en la rizosfera, la unión a exudados radicales o a la pared celular para restringir su entrada, su quelación en el citosol y el secuestro en distintos organelos (Zitka et al., 2013). Algunos microorganismos de la rizosfera y las micorrizas tienen la capacidad de reducir los MPT para impedir su movilización (Lasat, 2002). Los exudados radicales son otra forma de protección, ya que afectan la distribución y movilidad de los MPT mediante la formación de complejos con ácido succínico, ácido láctico, ácido cítrico, ácido oxálico, azúcares, entre otros (Li et al., 2019; Violante et al., 2010).

Los MPT pueden entrar a la planta mediante difusión pasiva vía apoplasto o por transportadores de otros metales como LCT1 que puede transportar Ca y Cd o IRT1 que transporta Fe, Zn y Cd; además una vez dentro de la planta pueden ser transportados para su almacenamiento vía xilema o floema (Rodríguez-Serrano et al., 2006; Seregin y Kozhevnikova, 2006). Diversas moléculas participan en la detoxificación como las metaloteínas, polipéptidos ricos en cisteína que se unen a As, Cd, Cu, Pb y Zn, entre otros (Zitka et al., 2013). El glutatión es un compuesto de glutamato, cisteína y glicina que está involucrado en la defensa contra Cd, Pb, especies reactivas de oxígeno (ROS) y otros xenobióticos, además es precursor de las fitoquelatinas (Yadav, 2010). Las fitoquelatinas son cadenas de glutamato, cisteína y al final glicina cuya síntesis está regulada por la presencia de MPT (Pál et al., 2018). La inducción de fitoquelatinas depende del metal y de la plantas, pero en general forman compuestos de bajo peso molecular, luego de alto peso molecular que son muy estables y con gran afinidad por los MPT como Cd y Cu (Lasat, 2002; Pál et al., 2018; Zitka et al., 2013). En algunas semillas de leguminosas y cereales el ácido fítico tiene una acción quelante contra varios metales como Pb y Zn, por lo cual estos pueden ser transportados y acumulados en este órgano (Salas-Marcial et al., 2019). Las fitohormonas participan en la detoxificación de manera indirecta ya que regulan muchas de las vías de síntesis de los compuestos de defensa. El ácido abscísico, las giberelinas, los brasinoesteroides y el ácido salicílico inducen el incremento de la síntesis de glutatión; el etileno en concentraciones específicas para cada planta y los jasmonatos también pueden inducir la síntesis de glutatión (Pál et al., 2018). En cambio, las concentraciones elevadas de auxinas y citocininas no permiten un incremento en el nivel de glutatión y sólo cuando estas hormonas disminuyen el glutatión y las fitoquelatinas se incrementan, sugiriendo un efecto antagonista (Pál et al., 2018).

A nivel mundial se han reportado cerca de 500 especies de plantas hiperacumuladoras distribuidas en 34 familias, siendo la Brassicaceae la más representada (Dar et al., 2018; Verbruggen et al., 2009). Alrededor de 360 especies acumulan Ni en grandes concentraciones, 30 especies que acumulan Co; sólo algunas como *Thlaspi caerulescens* y *Arabidopsis halleri* acumulan Cd y no se han encontrado hiperacumuladoras de Pb, ya que no es común que éste sea traslocado en grandes cantidades (Zitka et al., 2013). En las plantas hiperacumuladoras existen genes que ayudan a minimizar el daño de los MPT y mantener su funcionamiento; se encuentran presentes en todas las plantas, pero se expresan en tasas mayores comparadas con las especies que no poseen esta capacidad de hiperacumulación (Verbruggen et al., 2009). Generalmente están involucrados en la regulación de ROS, el metabolismo, la síntesis de proteínas para la fotosíntesis, la unión de metales y defensa contra estrés biótico (DalCorso et al., 2013). En las plantas tolerantes los mecanismos que más se desarrollan son: el compartimiento de los MPT, el transporte y secuestro en la vacuola, la exclusión de sitios metabólicos, la formación de complejos con quelantes, el transporte a órganos senescentes y la exclusión durante la etapa vegetativa (Sharma y Agrawal, 2005; Singh et al., 2010).

2.4.4 Mecanismos de absorción en plantas crasuláceas

No se encontró información acerca de los posibles mecanismos que las plantas de la familia Cactaceae o que el género *Agave* puedan poseer para acumular MPT. Debido a esto, se buscó información acerca de otras plantas suculentas con metabolismo CAM. Se encontraron reportes acerca de la capacidad acumuladora de cuatro especies del género *Sedum* (Crassulaceae); *S. plumbizincicola* que puede acumular 19.4 mg Kg⁻¹ de Cd, *S. spectabile* que acumula 13.1 mg Kg⁻¹ de Cd y *S. aizoon* que almacena 7.8 mg Kg⁻¹ de Cd; todas las concentraciones de Cd son de la parte aérea y son hasta 12 veces mayores que las encontradas en raíz (Guo et al., 2017). La especie más estudiada en este género es *S. alfredii*, nativa de China, porque tiene la capacidad de hiperacumular Cd y Zn. Se ha diferenciado en dos ecotipos, el primero crece cerca de minas y puede acumular hasta 11 g Kg⁻¹ de Zn en los tallos, 10 g Kg⁻¹ de Zn en las raíces, 1 g Kg⁻¹ de Cd en tallos y 500 mg Kg⁻¹ de Cd en raíces. El segundo ecotipo crece en sitios no contaminados y su contenido de metales es significativamente menor (138 mg Kg⁻¹ de Zn en tallos, 809 mg Kg⁻¹ de Zn en raíces, 1.1 mg Kg⁻¹ de Cd en tallos y 4.8 mg Kg⁻¹ en raíces), se encuentra en mayor proporción en las raíces y al exponerlo a una cantidad alta de cualquiera de los metales su biomasa decrece (Deng

et al., 2007). Se ha visto que el ecotipo hiperacumulador de *S. alfredii* posee la capacidad de reducir el valor del pH de 0.6 a 0.8 unidades y movilizar el metal no disponible en la rizosfera, mediante el incremento de polifenoles, ácidos orgánicos y aminoácidos (Li et al., 2011). También se ha reportado que las plantas hiperacumuladoras traslocan más del 65% del Cd que absorben, mientras que las no hiperacumuladoras lo mantienen en sus raíces (Qin Sun et al., 2007). Además en las hiperacumuladoras la máxima concentración de Cd se encuentra en las hojas jóvenes y cuando éstas llegan a la senescencia se movilizan a las nuevas a través del floema; esta redistribución podría conferir alguna ventaja como defensa contra herbivoría (Hu et al., 2019).

La diferencia en la acumulación del ecotipo hiperacumulador y el no hiperacumulador de *S. alfredii* se observa en primer lugar en la diferencia de expresión de genes que regulan la cantidad de transportadores y compuestos contra la toxicidad. Para la absorción de Zn, en el ecotipo hiperacumulador hay una mayor expresión de transportadores tipo ZIP4, también hay una mayor expresión del transportador MPT1 que es 80 veces más alta en tallos y seis veces más alta en raíces en comparación con el ecotipo no hiperacumulador (Yang et al., 2018; Zhang et al., 2011). En cambio, en el ecotipo no hiperacumulador la expresión de MPT1 es mayor en las raíces que en la parte aérea, lo cual explica que haya una menor traslocación (Zhang et al., 2011). La absorción y el flujo de Cd esta mediado por el transportador HMA2, cuya expresión aumenta conforme incrementa la concentración de Cd y en comparación con el ecotipo no hiperacumulador, en las hiperacumuladoras la expresión es muy alta en todas las partes de la planta (Zhang et al., 2016). En las plantas no hiperacumuladoras, cuando la concentración de Cd aumentan se incrementa la síntesis de fitoquelatinas, siendo éstas los compuestos principales de defensa contra el metal (Sun et al., 2007). Sin embargo, en las plantas hiperacumuladoras no se sintetizan fitoquelatinas cuando el Cd aumenta, pero si incrementa la concentración de glutatión por lo cual se considera que es el principal compuesto de defensa contra el Cd y las ROS (Sun et al., 2005; Sun et al., 2007). El Ca también ayuda en la protección contra los metales, disminuyendo la absorción de Cd en las raíces, reduciendo la formación de ROS, incrementando la producción de glutatión y manteniendo la identidad de la membrana plasmática de las células radicales (Tian et al., 2011). Además, las peroxidasas son el principal compuesto para aminorar el daño por ROS cuando la concentración de Cd es muy alta, mientras que a bajas concentraciones se inducen en mayor proporción las catalasas y las superoxidodismutasas (Zhang y Qiu, 2007). Por último, se ha reportado que el ecotipo hiperacumulador presenta

una mayor expresión de 161 genes, en comparación con el ecotipo no hiperacumulador; 62 de éstos han sido relacionados con procesos de mantenimiento del metabolismo como: la unión de Zn, transcripción, traducción, proliferación y diferenciación celular, manutención del flujo de energía entre los fotosistemas, proliferación y diferenciación de cloroplastos (Tang et al., 2016).

Aunque los mecanismos descritos para *S. alfredii* se enfocan en el ecotipo hiperacumulador por su importante significado económico, al utilizar el ecotipo no hiperacumulador como control también se han encontrado los mecanismos que tienen para tolerar la acumulación de MPT como la retención en las raíces, la cantidad baja de transportadores y el uso de fitoquelatinas y otras moléculas para aminorar el daño producido. Con ello, se podría dar un indicio de que los mecanismos que presentan otras suculentas para tolerar los MPT pueden ser similares.

2.4.5 Captación de metales potencialmente tóxicos en el género *Opuntia*

Existen pocos trabajos acerca de la acumulación de MPT en especies del género *Opuntia* (Tabla 4) y no se encontró ninguna publicación para el género *Agave*. Los cladodios secos y molidos finamente de *Opuntia ficus-indica* se han utilizado como un agente descontaminante de metales en el agua. Esto se debe a que los cladodios tienen una diversidad de ácidos como cítrico, galacturónico y malónico, arabinosa, ramnosa, xilosa y galactosa que pueden adsorber metales como Ag, Ba, Ca, Cu, Co, Fe, Ni y Pb (Stintzing y Carle, 2005). A una temperatura de 25°C y un pH de 5.8, los cladodios como floculante retiran del agua 12.34 mg Kg⁻¹ de Cd, y 29.18 mg Kg⁻¹ de Pb, a la misma temperatura con un pH de 3.5 a 5 (Barka et al., 2013; Miretzky et al., 2008). En comparación con otros agentes, remueve más Cd y Pb en un sistema continuo que la clinoptilolita, el carbón activado, la arcilla, la cáscara de coco y el esfagno (moss peat) (Barrera-Díaz et al., 2005; Miretzky et al., 2008). Aunque la remoción de la turbidez del agua puede ser menor en comparación con otros compuestos como sulfato de aluminio (Montes Gazabón et al., 2013), la utilización de los cladodios tiene la ventaja de tener un costo menor y representar un menor riesgo de contaminación que los productos inorgánicos.

Se ha reportado que plantas germinadas de 4.5 meses de edad de *Nopalea cochenillifera* (antes *Opuntia cochenillifera*), acumulan concentraciones muy altas de Cr (VI) cuando se agregaba al medio de crecimiento (Adki et al., 2013). En otro estudio, se halló que *O. stricta*

puede crecer sin síntomas de toxicidad en una solución de hasta $100 \mu\text{g L}^{-1}$ de Hg sin síntomas de toxicidad y sólo en concentraciones más altas su biomasa empieza a decrecer (Liu et al., 2017). En jugo obtenido de los frutos amarillos y blancos de *O. ficus-indica* se encontraron Fe, Zn y Mn, aunque de este último la concentración fue muy elevada, lo que podría significar un riesgo de intoxicación (Gurrieri et al., 2000). En los cladodios de *O. ficus-indica* colectados de una zona rural en Líbano, los cuales fueron sembrados en un suelo con Pb, se observó una acumulación diferencial donde las raíces tuvieron una mayor concentración de metal, seguidas por los cladodios maduros y luego los jóvenes (El Hayek et al., 2017). En México, se evaluó la concentración de MPT en *O. lassiakantha* que crecía cerca de los jales de la mina La Negra en Cadereyta, Querétaro, siendo la especie que acumulaba la mayor concentración de As, Cd, Cu, Pb y Zn en las raíces en comparación con su parte aérea (Santos-Jallath et al., 2012).

Tabla 4. Concentraciones de metales potencialmente tóxicos (mg Kg⁻¹) reportados para el género *Opuntia*. (*) Se utilizó espectroscopia de emisión atómica de plasma acoplado inductivamente (ICP-AES) para detectar As y espectrometría de absorción atómica acoplada a flama (EAA-F) para Cd, Cu, Pb y Zn. Las concentraciones marcadas con (**) están reportadas en µg Kg⁻¹.

| Especie | Autor | Características del estudio | Órganos | Metal analizado | Concentración (mg Kg⁻¹) | |
|------------------------------------|-----------------------------|--|-------------------|------------------------|---|--------|
| <i>Opuntia ficus-indica</i> | Gurrieri et al., 2000 | Jugo de frutos locales analizado por cromatografía de iones. | Frutos amarillos | Fe | 0.6 | |
| | | | | Mn | 1.7 | |
| | | | | Zn | 0.3 | |
| | El Hayek et al., 2017 | Plantas cultivadas en suelo con Pb, analizados por EAA-F. | Frutos blancos | Fe | 1.2 | |
| | | | | Mn | 2.9 | |
| | | | | Zn | 0.4 | |
| | | | Cladodios jóvenes | Pb | 4.7-13.3 | |
| | | | | Cladodios maduros | 31.3± 3.7 - 39.5±2.2 | |
| | | | Raíces | | 13.2± 1.6 | |
| <i>Opuntia lasiacantha</i> | Santos-Jallath et al., 2012 | Colecta de plantas y análisis de ICP-AES y EAA-F.* | Cladodios | As | 0.33 | |
| | | | | Cd | 0.30 | |
| | | | | Cu | 0 | |
| | | | | Pb | 23.96 | |
| | | | | Zn | 67.98 | |
| | | | | Raíces | As | 12.54 |
| | | | | | Cd | 11.68 |
| | | | | | Cu | 13.77 |
| | | | | | Pb | 36.13 |
| | | | | | Zn | 413.17 |

Tabla 4. (Continuación) Concentraciones de metales potencialmente tóxicos (mg Kg⁻¹) reportados para el género *Opuntia*. (*) Se utilizó espectroscopia de emisión atómica de plasma acoplado inductivamente (ICP-AES) para detectar As y espectrometría de absorción atómica acoplada a flama (EAA-F) para Cd, Cu, Pb y Zn. Las concentraciones marcadas con (**) están reportadas en µg Kg⁻¹.

| Especie | Autor | Características del estudio | Órganos | Metal analizado | Concentración (mg Kg⁻¹) |
|--------------------------------------|-------------------|---|----------------|------------------------|---|
| <i>Opuntia stricta</i> | Liu et al., 2017 | Plantas crecidas en medio adicionado con Hg analizadas por EAA. | Cladodios | Hg | 0.44 – 3.26** |
| | | | Raíces | | 150 – 478.6** |
| <i>Nopalea cochenillifera</i> | Adki et al., 2013 | Plantas germinadas y sembradas en concentraciones variables de Cr analizados con EAA. | Cladodios | Cr | 705.7 ±32.3 |
| | | | Raíces | | 25, 263.4 ±1, 722 |

2.5 AZOTEAS VERDES

Las azoteas verdes son una técnica que consiste en la plantación de una comunidad vegetal sobre los techos de una construcción (Getter y Rowe, 2006; Townshend, 2007). Los orígenes de las azoteas verdes son muy antiguos, siendo los primeros predecesores los jardines colgantes de Babilonia y los jardines en los techos de las casa en el Renacimiento (Getter y Rowe, 2006; Monterusso et al., 2005). Las instalaciones más parecidas a las azoteas verdes actuales datan del año 1600, cuando los noruegos cubrían los techos con capas de tierra y pasto para darles estabilidad, mientras que en algunas comunidades de Islandia, Canadá y Tanzania se cubrían los tejados con pasto para regular la temperatura de las construcciones; en 1880 en Alemania se empezaron a cubrir los tejados con arena para minimizar los incendios y posteriormente algunas semillas germinaban sobre ellos (Getter y Rowe, 2006; Minke, 2004).

Para considerarse como tal, las azoteas verdes deben de cumplir ciertas características que permiten que la vegetación esté integrada como una parte de la construcción (Townshend, 2007). Por ello, algunos de los problemas de la aplicación de la técnica es la falta de conocimiento y de manuales de instalación de la misma, la poca difusión fuera de Europa, el costo de instalación, la importación de materiales y la falta de incentivos para su construcción (Cascone, 2019; Getter y Rowe, 2006). Sin embargo, los servicios ecosistémicos que proveen las azoteas verdes ayudan a disminuir el gasto público y privado, por lo cual actualmente son consideradas como una técnica muy importante para mitigar problemas ambientales en zonas urbanas, aminorar la pérdida de vegetación causada por la edificación y como complemento de las áreas verdes dentro de las ciudades (Clark et al., 2008; Currie y Bass, 2008; Getter y Rowe, 2006; Rowe, 2011; Tam et al., 2011).

2.5.1 Características

Generalmente se reconocen dos tipos de azoteas verdes: las intensivas y las extensivas (Figura 2). Las azoteas verdes intensivas se caracterizan por estar diseñadas como si fueran jardines y tienen una gran variedad de plantas, mientras que las azoteas verde extensivas se distinguen por tener un mantenimiento mínimo y una variedad limitada de plantas (Getter y Rowe, 2006). En la tabla 5 se enlistan las principales características de cada tipo de azote verde.

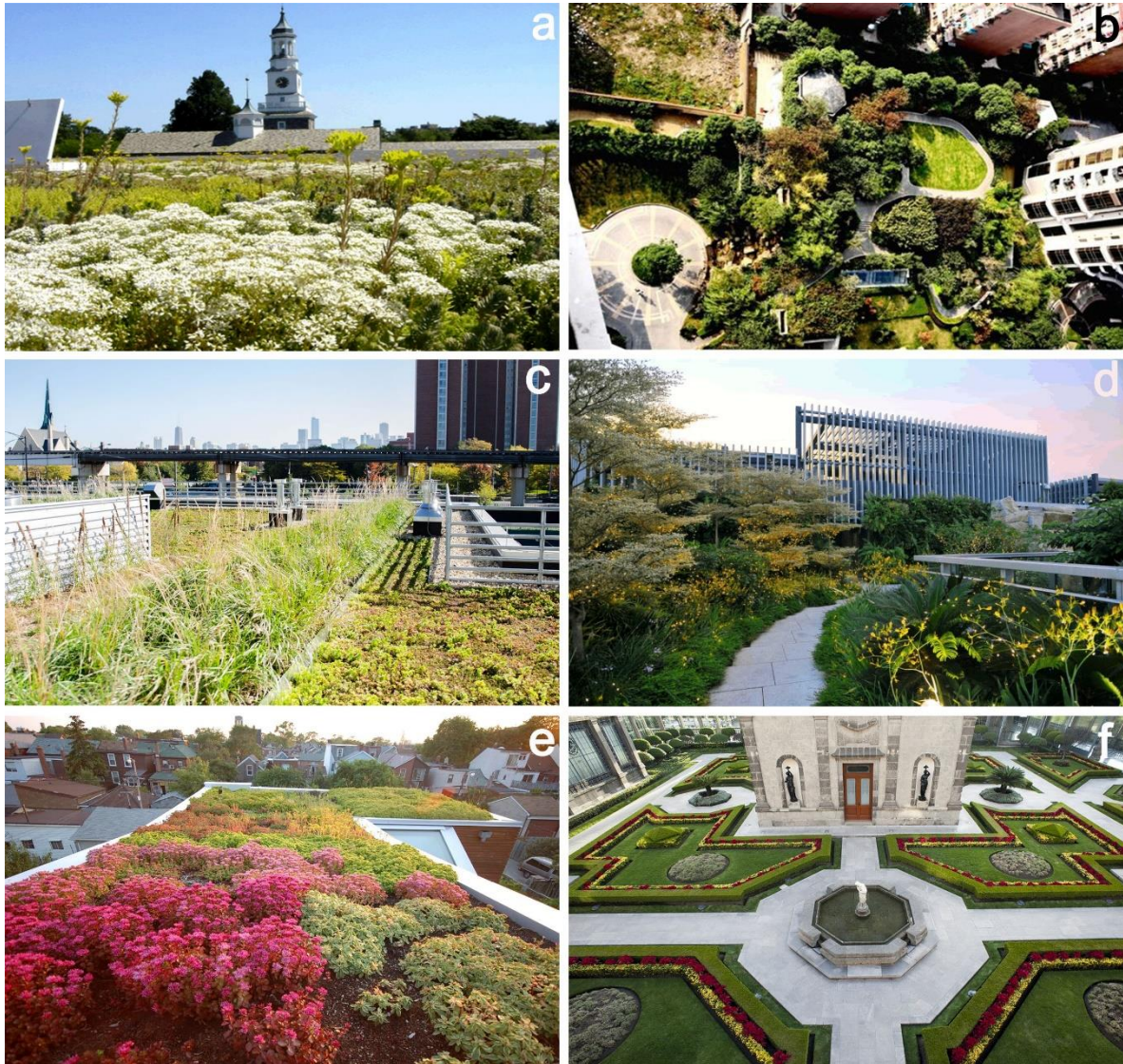


Figura 2. Azoteas verdes extensivas e intensivas. Extensivas: (a) The William Penn Charter School, USA (© Green Roofs, 2020), (c) Advocate Center, Chicago Bulls Training, USA (© Green Roofs, 2020) y (e) zona residencial en Toronto, Canadá (© Green Roofs, 2020). Intensivas: (b) Chateau Pinnacle, China (© Green Roofs, 2020), (d) Orchard Central Mall, Singapur (© Green Roofs, 2020) y (f) Castillo de Chapultepec (© INAH, 2020).

Tabla 5. Características de las azoteas verdes intensivas y extensivas. Realizada a partir de Collazo-Ortega et al., 2017; Tam et al., 2011; Townshend, 2007.

| | Azotea verde intensiva | Azotea verde extensiva |
|-------------------------------|--|---|
| Sustrato | Profundidad mayor a 20 cm Mucha retención de agua | Profundidad menor a 15 cm Poca retención de agua |
| Vegetación | Diversa. Herbáceas a árboles | Herbáceas, musgos, nativas y tolerantes al estrés |
| Instalación | Superficies planas | Todo tipo de techos |
| Mantenimiento | Constante Irrigación continua | 2 a 3 veces por año. Irrigación esporádica |
| Acceso al público | Total | Limitado o solo para mantenimiento |
| Costo de instalación | \$1000-4000 USD por m ² | \$12.5-1000 USD por m ² |
| Costo de mantenimiento | \$6.5-44 USD por año | \$0.8-2.25 USD por año |

En la elección e instalación de una azotea verde se deben tomar en cuenta la capacidad de carga del edificio, el peso total del techo, el peso de la vegetación, el peso del sustrato saturado con agua, la inclinación del techo, la altura del edificio, los periodos y cantidad de lluvia y la fuerza del viento a la altura seleccionada (Minke, 2004). Las azoteas verdes, sin importar el tipo, se componen principalmente de cinco capas: impermeable, protección contra raíces, drenaje, soporte para el sustrato y suelo con cubierta vegetal (Figura 3). La capa impermeable es muy importante para mantener la integridad del techo a largo plazo en contra de la humedad y agua; la segunda capa generalmente está hecha de PVC y protege al techo para que las raíces no lo penetren, entre esta capa y la impermeable puede haber otra opcional para protegerlas contra daños mecánicos; la capa de drenaje permite el flujo del exceso de agua para evitar una sobresaturación del sustrato y extender la vida de las membranas inferiores, puede componerse de materiales granulares como piedras, porosos como esponjas especiales o módulos plásticos hechos especialmente para este fin;

la cuarta capa generalmente es una tela geotextil que impide que el suelo se pierda por escorrentía (escurrimiento superficial) con el agua (Cascone, 2019; Minke, 2004).



Figura 3. Capas estructurales de una azotea verde (Creado en la página Biorender.com).

El sustrato y la vegetación se escoge en función del tipo de azotea que se desee instalar. Las características generales que debe de tener el suelo son que tenga un equilibrio entre la retención de humedad y drenaje del exceso de agua, una buena aireación, un buen anclaje de las plantas y que retenga nutrientes para evitar el uso de fertilizantes y la adición de micronutrientes a la escorrentía (Berndtsson et al., 2006; Lundholm y Williams, 2015; Townshend, 2007). En las azoteas intensivas se puede colocar una gran variedad de plantas, pero en las azoteas extensivas se deben escoger plantas que tengan ciertas características que garanticen su supervivencia. Deben ser tolerantes a las condiciones climáticas y al estrés hídrico, tener rápido crecimiento, proporcionar una cubierta vegetal abundante, tener la capacidad de dispersarse y propagarse vegetativamente o poseer adaptaciones como hojas suculentas, crecimiento compacto, capacidad de almacenar agua, metabolismo tipo CAM principalmente (Getter y Rowe, 2008; Oberndorfer et al., 2007). Los géneros más utilizados para las azoteas verdes extensivas son *Sedum*, *Delosperma*, *Euphorbia* y *Sempervivum* porque su morfología y fisiología les permite adaptarse a las condiciones ambientales y la falta de irrigación (Collazo-Ortega et al., 2017; Getter y Rowe, 2008). Otra de las opciones es utilizar plantas nativas porque ya están adaptadas a las condiciones climáticas locales (Monterusso et al., 2005; Oberndorfer et al., 2007). Actualmente, la mayoría de las plantas que se instalan en las azoteas verdes provienen de listados europeos (Oberndorfer et al., 2007; Simmons, 2015). Por ello, se necesitan identificar plantas que puedan establecerse en regiones con diferentes condiciones climáticas, evaluando la influencia de la temperatura, el viento y la humedad (Lundholm y Williams, 2015; Simmons,

2015). También se necesita investigar que puedan cumplir con los servicios ecosistémicos que brindan las azoteas verdes, por ejemplo ser una fuente de recursos para la fauna local o remover contaminantes de su ambiente (Oberndorfer et al., 2007).

2.5.2 Beneficios de las azoteas verdes

Los servicios o beneficios que ofrecen las azoteas verdes como un tipo de naturación, se pueden clasificar en tres categorías: sociales, económicos y ecológicos (Cascone, 2019). Dentro de los beneficios sociales se encuentran: una mejor apariencia de las azoteas cuando tienen plantas, reducen el estrés de las personas al tener mayor contacto con la naturaleza, reducen la presión sanguínea y la tensión muscular por relajarse y aumentan su actitud positiva (Getter y Rowe, 2006). Los beneficios económicos son la reducción del gasto monetario a causa del ahorro del 5% a 20% del gasto energético total, incrementan del doble al triple la vida útil del techo y se pueden obtener credenciales o certificados que incrementan el valor de la propiedad (Clark et al., 2008; Getter y Rowe, 2006). Los beneficios ecológicos comprenden el manejo del agua, la disminución del efecto de isla de calor urbana, la provisión de hábitats urbanos y la disminución de la contaminación (Getter y Rowe, 2006). Estos han sido más estudiados en comparación con las otras categorías, por lo cual se hará énfasis en ellos.

El manejo pluvial es importante ya que en las ciudades del 40% al 50% de las superficies son impermeables (Stovin, 2010). Esto provoca que sólo alrededor del 25% de agua pueda filtrarse o evaporarse, mientras que la demás arrastra hasta el drenaje contaminantes como aceites, sales, pesticidas o metales (Rowe, 2011). Aunque las azoteas verdes no resuelven el problema de la recarga del manto freático, se ha reportado que la retención de agua ayuda a disminuir los niveles de agua de escorrentía y mejoran su calidad en comparación con las azoteas convencionales (Oberndorfer et al., 2007; Stovin, 2010). En las azoteas verdes, el agua queda retenida en el suelo y posteriormente vuelve a la atmósfera por la evapotranspiración de las plantas o queda almacenada en éstas (Dunnnett et al., 2008). El manejo del agua de lluvia en las azoteas verdes depende de la profundidad del sustrato, la capacidad que tienen las plantas para captar agua y los patrones de lluvia de la zona (Dunnnett et al., 2008; Oberndorfer et al., 2007). Dependiendo de estos factores, una azotea verde puede reducir el volumen de escorrentía desde el 50% al 90% en los periodos intensos de lluvia, hasta el 100% durante los meses con menor precipitación (Rowe, 2011; Steusloff,

1998). En los casos que el agua no es completamente retenida, se ha visto que el tiempo de escurrimiento es hasta dos horas más largo en comparación a una azotea común, lo cual puede evitar la saturación de los sistemas de drenaje (Arellano-Leyva, 2017).

Durante el verano, las azoteas verdes pueden bajar la temperatura de un techo de 70°C a 30°C y que la temperatura interior de la construcción se reduzca un 6% manteniéndose alrededor de 20°C; esto se debe a que los materiales de construcción habituales acumulan el calor y lo mantienen, mientras que la evapotranspiración de las azoteas verdes permiten que se disipe el calor disminuyendo la temperatura y que se conserve la humedad del aire (Oberndorfer et al., 2007; Susca et al., 2011). En el invierno la actividad metabólica de algunas plantas disminuye, por lo cual la temperatura de los edificios es similar a aquellos con azoteas convencionales y se conserva el calor (Minke, 2004; Susca et al., 2011).

Se ha reportado que las azoteas verdes son hábitat y fuente de recursos para plantas, líquenes y animales, sobretodo insectos y arácnidos, algunos de ellos considerados raros o en alguna categoría de peligro; además, entre más limitado sea el acceso, animales de mayor tamaño, como aves, pueden residir en las azoteas y que resistan o se recuperen de disturbios ambientales (Cook-Patton, 2015; Oberndorfer et al., 2007). Entre mayor sea el crecimiento de las plantas y la composición vegetal sea más variada, las azoteas verdes soportan mayor diversidad de organismos, limitan la cantidad de especies invasoras agresivas y minimizan los daños por enfermedades y plagas (Cook-Patton, 2015).

Aunque la proporción de estudios que se enfocan en la reducción de la contaminación es menor en comparación a los que se enfocan al manejo del agua pluvial, se ha reportado que en las azoteas verdes se retienen contaminantes de importancia ambiental; esto ayuda a mitigar parcialmente la contaminación, mejorar la calidad del aire y mejorar la calidad de la salud de las personas aliviando problemas respiratorios o cardiovasculares (Rowe, 2011). Entre los compuestos que se capturan están los óxidos de nitrógeno (NOx), óxidos de azufre (SOx), ozono, partículas suspendidas y MPT (Rowe, 2011; Steusloff, 1998). Se estima que una azotea de 100 m² con *Sedum* puede capturar aproximadamente 180 millones g m⁻² de CO₂ durante un año, que equivale a un 47% de las emisiones anuales de un automóvil (Collazo-Ortega et al., 2017). También pueden retener hidrocarburos aromáticos policíclicos, de peso molecular medio y alto, y ser degradados eventualmente en el sustrato de la azotea verde (Arellano-Leyva et al., 2016).

2.5.3 Captación de metales potencialmente tóxicos en azoteas verdes

La cuantificación de la retención y disminución de los contaminantes en zonas urbanas por azoteas verdes es un campo muy reciente (Currie y Bass, 2008), por lo cual existen pocos estudios donde se evaluó la captura de contaminantes en las azoteas verdes (entre ellos la captación de MPT) o por su cubierta vegetal (Francis y Jensen, 2017). Una forma de evaluar indirectamente la retención de MPT es mediante la comparación de agua de lluvia contra agua de escorrentía. Se reportó que una azotea semintensiva de pasto puede retener el 99% de Cu, Pb y Zn y el 40% de Cd del agua de lluvia durante el verano, mientras que en el invierno este nivel disminuye (Steusloff, 1998), probablemente por la baja actividad de las plantas. Otro estudio refleja que la retención de Cd y Pb proveniente de la lluvia es del 87.6% y 94.7% respectivamente, después de 36 meses en una azotea verde extensiva de 40 mil m³ (Köhler et al., 2002). En una azotea con plantas del género *Sedum* y musgos se encontró una disminución de Cr (de 0.18 mg m⁻² a 0.7 mg m⁻²), Mn (de 1.44 mg m⁻² a 1.10 mg m⁻²), Pb (de 2.16 mg m⁻² a 0.15 mg m⁻²) y Zn (de 7.76 mg m⁻² a 7.11 mg m⁻²) en el agua de escorrentía comparada con el agua de lluvia (Berndtsson et al., 2006). En una azotea verde extensiva con plantas del género *Sedum*, *Agave*, *Mammillaria* y *Opuntia* se encontró una disminución de Pb (0.305 µg L⁻¹ en lluvia a <0.115 µg L⁻¹ escorrentía) en el agua de escorrentía (Arellano-Leyva, 2012).

De los pocos estudios acerca de la acumulación de MPT en los tejidos de plantas instaladas en las azoteas verdes, se ha reportado que en *Sedum* spp. de una azotea verde semintensiva se encontró Ba, Cr, Mn, Ni, Sr, Ti y Zn, mientras que en los tejidos de *Opuntia robusta*, *Opuntia ficus-indica*, *Graptopetalum paraguayensis* e híbridos de *Echeveria elegans* x *Graptosedum*, instalados en una azotea verde semintensiva se acumuló Ba, Cr, Mn, Pb, Ti y Zn; estos dos estudios se realizaron mediante espectroscopía de dispersión de rayos X, cuya detección de MPT se puede dar a partir del 0.1% de contenido en la muestra (Leal-Rueda, 2014; Martínez-Romero, 2015). Por último, en tejidos de *Echeveria gigantea* que crecía en una azotea extensiva se encontró acumulación de Mn (15.06 mg Kg⁻¹), Zn (16.74 mg Kg⁻¹), Fe (195.60 mg Kg⁻¹), Cu (25.32 mg Kg⁻¹), Mo (0.57 mg Kg⁻¹), Hg (3.66 mg Kg⁻¹), Sb (0.02 mg Kg⁻¹), Al (199.62 mg Kg⁻¹) y Ba (51.02 mg Kg⁻¹) (Hernández-Rojas, 2017). Modelando la captura de PM₁₀ (donde se agrupan a varios MPT) en las ciudades, se encontró que las azoteas verdes compuestas únicamente de pasto casi capturan la misma cantidad de partículas que los arbustos, siendo un buen complemento para el arbolado urbano en la remoción de partículas suspendidas del aire (Currie y Bass, 2008).

3 JUSTIFICACIÓN

El establecimiento de las azoteas verdes en las ciudades tiene la ventaja de que son instaladas en espacios que no tienen una función específica en las edificaciones urbanas. Con su instalación se podría mitigar parcialmente la contaminación, siendo de gran importancia en lugares donde se presenta una mala calidad del aire como en la Ciudad de México. Un ejemplo de los agentes contaminantes que se pueden reducir son los MPT, los cuales pueden quedar retenidos en las plantas establecidas en las naturaciones. Sin embargo, existen muy pocos estudios acerca de plantas que puedan ser utilizadas con este propósito, que sean nativas del Valle de México y que puedan soportar las condiciones de las azoteas verdes extensivas. Dadas estas necesidades en el área de investigación, en este proyecto se evaluó la capacidad de captar MPT por cuatro especies de suculentas nativas de México, que se distribuyen en la región. Este estudio se realizó con la finalidad de aportar información sobre la capacidad de captación de MPT de estas especies, contribuir con la información de la diversidad de plantas que pueden ser sembradas en las azoteas verdes extensivas en México y enriquecer la información sobre los beneficios de las azoteas verdes para que puedan ser establecidas en la Ciudad de México o regiones con condiciones climáticas similares en los próximos años.

4 HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

4.1 HIPÓTESIS

Algunas especies del género *Opuntia* tienen la capacidad de captar y acumular metales potencialmente tóxicos, por lo cual se plantea que *Opuntia ficus-indica*, *Opuntia robusta*, *Opuntia tomentosa* y *Agave celsii*, plantas nativas mexicanas suculentas, capten y acumulen Cd, Co, Cr, Ni y Pb cuando estén establecidas en una azotea verde extensiva. Se espera también que habrá una captación diferencial de cada metal entre órganos.

4.2 OBJETIVO GENERAL

Determinar la captación de Cd, Co, Cr, Ni y Pb por los diferentes órganos de *Opuntia ficus-indica*, *O. robusta*, *O. tomentosa* y *Agave celsii* creciendo en una azotea verde extensiva.

4.3 OBJETIVOS PARTICULARES

- Determinar si existen diferencias entre la captación de las plantas que están establecidas en la azotea y las plantas control.
- Identificar para cada especie analizada en cuál órgano vegetal existe una mayor captación de metales potencialmente tóxicos durante el tiempo de exposición al ambiente y si tiende a restringirlo a ese órgano.
- Determinar cuál es el metal potencialmente tóxico que se capta en mayor concentración en cada especie.
- Sugerir si las especies estudiadas son acumuladoras, indicadoras o excluyentes con base en la información obtenida de la concentración de metales y los factores de bioconcentración y traslocación.

5 MÉTODO

5.1 ESPECIES DE ESTUDIO

5.1.1 *Agave celsii* Hooker (1856)

Planta perteneciente a la familia Agavaceae (clasificada en la familia Asparagaceae por filogenia molecular), perenne, que crece en forma de roseta (Figura 4a). Posee hojas suaves y lisas, con forma de espátulas que terminan en una punta corta, de 7 a 13 cm de ancho por 30 a 60 cm de longitud, color verde pálido grisáceo, con margen dentado y pequeño, y con una espina terminal café oscuro; su inflorescencia es un escapo que alcanza una altura de 1.5 a 2.5 m, con 100 a 150 flores tubulares de tépalos color verde en la parte exterior y en la parte interior son amarillos, rojizos o violáceos; florece de marzo a junio; sus frutos son ovoides, de pared delgada, color café oscuro con un promedio de 49 semillas viables por fruto (Eguiarte y Scheinvar, 2008; Smith y Steyn, 2002). Tiene dos variedades: *A. celsii* var. *celsii* y *A. celsii* var. *albicans* (Thiede, 2016).

Entre sus sinonimias están: *A. rupícola* Regel (1858), *A. micracantha* Salm-Dyck (1859), *A. celsiana* Cels (1861), *A. bouchei* Jacobi (1865), *A. ehrenbergii* Jacobi (1865), *A. goeppertiana* Jacobi (1866), *A. haseloffii* Jacobi (1866), entre otros (Thiede, 2016). Sin embargo, el sinónimo que más destaca es *Agave mitis* Martius (1848), el cual es un nombre aceptado y utilizado en la actualidad (Thiede, 2016).

Se distribuye naturalmente en Coahuila, Nuevo León, Tamaulipas, San Luis Potosí, Guanajuato, Querétaro, Hidalgo y Puebla; en matorrales xerófilos, lugares áridos, arroyos y bosques mesófilos (Thiede, 2016). Se puede encontrar en regiones con temperaturas de hasta -11°C (Irish e Irish, 2000). Debido a su fisonomía, su único uso reportado es como planta ornamental, siendo este el motivo de su introducción a varios países como Sudáfrica (Eguiarte y Scheinvar, 2008; Irish e Irish, 2000; Smith y Steyn, 2002).

5.1.2 *Opuntia ficus-indica* (Linné) Miller (1753)

Esta planta pertenece a la familia Cactaceae, es de crecimiento arbustivo a arborescente, y llega a medir hasta tres metros de altura (Figura 4b). Los cladodios generalmente tienen

forma elíptica, de 20 a 30 cm de largo aproximadamente y son de color verde a verde oscuro; tienen muchas gloquidias en las areolas y, dependiendo de su variedad, pueden o no tener espinas, que son aciculares de color blanco; sus flores son hermafroditas, pueden tener hasta 10 por cladodio, tienen un perianto externo de color verde a amarillo verdoso e internamente es de color amarillo, naranja o rojo, florece principalmente de mayo a junio; el fruto, llamado tuna, es turbinado o esférico, de color amarillo a púrpura, con 188 a 335 semillas lenticuladas por fruto (Bravo-Hollis, 1978; Reyes-Agüero et al., 2005).

Entre sus sinónimos están *Cactus opuntia* Gossone (1827), *Opuntia vulgaris* Tenore (1831) y *O. ficus-barbarica* Berger (1912) (Bravo-Hollis, 1978), aunque no son tan conocidos. Dada su importancia tiene numerosos nombres comunes alrededor del mundo, algunos son: nopal de Castilla, higo de las Indias, en Israel se le denomina *sabra*, en Brasil es conocido como *palma forrageira* y cactus de las misiones en California (Kiesling, 1995; Reyes-Agüero et al., 2005).

Esta especie es un cultivo importante que se distribuye en la zona del altiplano central de México (Bravo-Hollis, 1978). En el mundo, se encuentra en Sudamérica, la región de la cuenca del Mediterráneo, Sudáfrica, Australia, China y el norte de África (Caloggero y Parera, 2003; Griffith, 2004; Kiesling, 1995). Su distribución tan grande y su éxito como cultivo emergente en otros países se debe a que, como varias especies del género, puede vivir en ambientes muy áridos, con alto grado de perturbación, con déficit de nutrientes, en condiciones de estrés hídrico, bajo temperaturas menores a 10°C y por encima de los 2700 msnm (Cervantes, 2005; Pimienta-Barrios, 1992; Tomás et al., 2012).

5.1.3 *Opuntia robusta* Wendland ex Pfeiffer (1837)

Perteneciente a la familia Cactaceae, esta especie dioica crece de forma arbustiva con múltiples ramificaciones, llegando a medir hasta 2 m de altura (Figura 4c). Los cladodios son de forma circular o elíptica, gruesos, con una longitud de 15 a 40 cm, color verde claro azulado, en las areolas tiene numerosas gloquidias de color amarillo y espinas de hasta 5 cm de longitud, excepto en los cladodios jóvenes que sólo tienen en la zona marginal; las flores son de color amarillo, grandes, de 5 a 7 cm de ancho, con un periodo de floración en marzo y abril; los frutos son globosos o elípticos, con semillas lenticulares, de 4 a 10 cm de longitud, de color verde amarillento a púrpura; existen tres variedades de la especie:

robusta, larreyi y guerrana (Bravo-Hollis, 1978; Gulliot y Van Der Meer, 2006; Reyes-Agüero et al., 2006).

Tiene cinco sinónimos: *O. larreyi* Weber (1972), *O. camuessa* Weber (1898), *O. guerrana* Griffiths (1908) y *O. gorda* Griffiths (1913) (Guzmán et al., 2003). Sus nombres comunes son tapón cuervero, nopal tapón, nopal camueso y bartolona (Ávalos-Huerta et al., 2013; Eguiarte y Scheinvar, 2008).

Se encuentra distribuida en los estados de Chihuahua, Ciudad de México, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Querétaro, San Luis Potosí, Sonora y Zacatecas (Guzmán et al., 2003). Está reportado su uso como nopal forrajero, consumo de frutos y, de forma medicinal, como cicatrizante y contra la tos (Ávalos-Huerta et al., 2013).

5.1.4 *Opuntia tomentosa* Salm-Dyck (1822)

Pertenece a la familia Cactaceae. Es una planta con crecimiento de tipo arborescente, que puede llegar a medir entre 3 y 6 m de altura (Figura 4d). Sus cladodios son de forma ovalada, de color verde oscuro, de una longitud de 15 a 60 cm por 12 a 16 cm de ancho, con areolas en todo el cladodio que tienen numerosas gloquidias de color amarillo grisáceo y generalmente tiene pocas espinas, de 1 a 3 por areola, de color amarillo y cortas; las flores son de color naranja a rojizo, de 4 a 5 cm de longitud, floreciendo de febrero a mayo; sus frutos son rojos, globosos, de 3 a 4 cm de longitud y cubiertos de gloquidias (Bravo-Hollis, 1978; Reyes-Agüero et al., 2006; Smith y Figueiredo, 2012). Existen dos variedades: tomentosa y hernandezii (Bravo-Hollis, 1978).

Tiene ocho sinónimos: *Cactus tomentosus* Link (1822), *Opuntia hernandezii* De Candolle (1828), *O. oblongata* Wendland ex. Pfeiffer (1837), *O. macdougaliana* Rose in Britton (1972), *O. ictérica* Griffiths (1913), *O. spraguei* Ortega (1930), *O. rileyi* Ortega (1930) y *O. sarca* Griffiths (1981) (Smith y Figueiredo, 2012). En México, se le conoce como nopal de San Gabriel y nopal chimacuero (Bravo-Hollis, 1978).

Se encuentra distribuida naturalmente en la Ciudad de México, Guanajuato, Guerrero, Hidalgo, Jalisco, Estado de México, Michoacán, Morelos, Oaxaca, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí y Guatemala (Guzmán et al., 2003). Aunque actualmente, como otras especies del género, puede encontrarse alrededor del mundo por su plasticidad para establecerse en diferentes ambientes (Smith y Figueiredo, 2012). Sus usos conocidos son como planta

de ornato, para el tratamiento de diabetes por su actividad hipoglucemiante y como sustrato para la cría de grana cochinilla (Aguilar y Xolalpa, 2002; Eguiarte y Scheinvar, 2008).

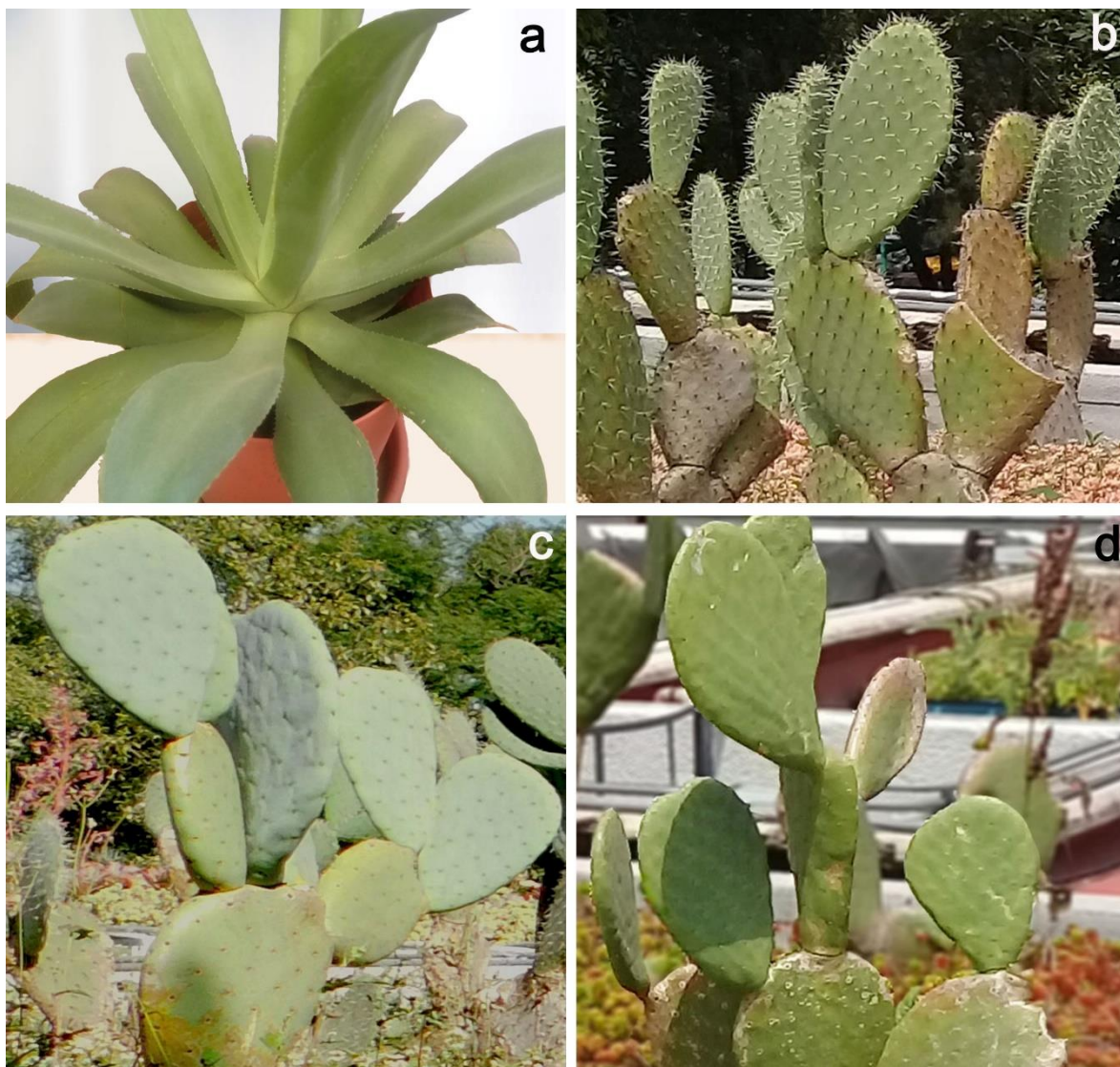


Figura 4. (a) *Agave celsii*; (b) *Opuntia ficus-indica*; (c) *Opuntia robusta* y (d) *Opuntia tomentosa*. La fotografía de *A. celsii* fue tomada en 2019 de un individuo del invernadero utilizado en este estudio. Las fotografías de *O. ficus-indica*, *O. robusta* y *O. tomentosa*, capturadas en 2019, son ejemplares que crecen en la azotea verde del CIC-UNAM, pero no formaron parte de las plantas colectadas.

5.2 DISEÑO EXPERIMENTAL

5.2.1 Obtención de especies vegetales

En octubre de 2018 se colectaron solamente los cladodios de las tres especies de *Opuntia* en Santa María Tezompa, municipio de San Martín de las Pirámides, Estado de México. Se prefirió utilizar individuos que crecieran fuera de la Ciudad de México, con la suposición de que tendrían niveles de MPT más bajos por ser una zona que no está urbanizada ni industrializada y no se encontraron reportes acerca de contaminación en las zonas de colecta. Las plantas completas de *A. celsii* provinieron del Vivero de Suculentas de México en San Miguel Totolcingo, municipio de Acolman en el Estado de México. Los ejemplares de las cuatro especies colectadas tenían aproximadamente un año de edad (Reyes-Santiago, comunicación personal, 2018).

5.2.2 Establecimiento de la azotea verde extensiva

Para la instalación de la azotea verde extensiva se utilizó una azotea verde de 12 x 2 m ubicada en el techo de la Coordinación de la Investigación Científica de la UNAM (CIC-UNAM), coordenadas 19° 32' 73.5" N; 99° 17' 48.98" O (Figura 5). Consta de las siguientes capas: sellador que aumenta la resistencia del techo a la humedad; un material de impermeabilización tipo bicapa con carpeta asfáltica (Morter Plas Jardín APP 4.00 mm anti-raíz SIKA JM-TEXSA) para evitar la salida de las raíces; una membrana de nódulos de poliestireno perforado (DRENTEX Impact Garden SIKA JM-Texsa) y dos cubiertas de geotextil de polipropileno que permiten el paso del agua. Se colocó sustrato nuevo compuesto de tepojal y composta en proporción 1:1, con una profundidad de 15 cm. La plantación de los individuos de *O. ficus-indica*, *O. robusta*, *O. tomentosa* y *A. celsii* se realizó con un diseño aleatorio (Figura 6). Para conservar las características de la azotea verde como extensiva, a lo largo del estudio no se le dio regadío siendo los periodos de lluvia su única fuente de agua. Además, sólo se realizó un deshierbe alrededor de las plantas de *A. celsii* para permitir la incidencia de luz cuando éstas se encontraron cubiertas. Durante el tiempo de estudio se midieron los valores máximos, medios y mínimos de la temperatura del aire y del suelo y la humedad relativa del aire por medio de una estación meteorológica HOBO U30 (ONSET) instalada en la azotea verde. También se obtuvieron los valores de precipitación total en la zona reportados por el Sistema Meteorológico Nacional a través de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2020).



Figura 5. Vista aérea de la Coordinación de la Investigación Científica-UNAM. La zona resaltada en verde representa el área de la azotea. La zona resaltada en rojo es el espacio designado para la instalación de la azotea verde extensiva.

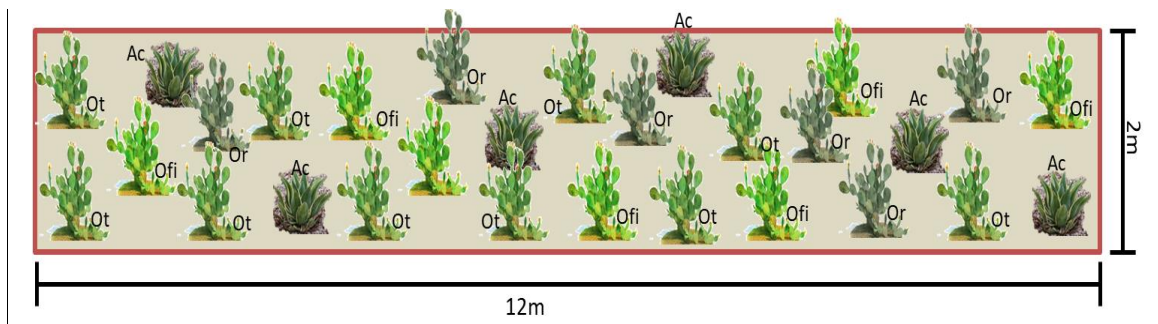


Figura 6. Diseño experimental de la azotea verde. Las plantas se colocaron de forma aleatoria y las abreviaciones que señalan la especie son: (Ofi) *Opuntia ficus-indica*, (Or) *Opuntia robusta*, (Ot) *Opuntia tomentosa* y (Ac) *Agave celsii*.

5.2.3 Establecimiento del control en invernadero

Se estableció en el Invernadero de Calor de la Facultad de Ciencias, UNAM, en las coordenadas 19° 32' 29.16" N; 99° 17' 43.21" O, para que no se encontrara expuesto a las condiciones de la azotea verde como los cambios de temperatura, la falta de irrigación, la deposición seca o húmeda de contaminantes y la interacción con otros organismos. Este invernadero es una casa de cristal de 78 m², es de acceso restringido, tiene una temperatura que oscila entre los 29° C a los 32° C, mantenida con un equipo de aire acondicionado tipo Minisplit (York 5TR, 60 000 BTU/h); este equipo tiene una malla antiáfidos (1-10 mm de apertura) para evitar el paso de partículas grandes. Se plantaron seis individuos por especie, cada uno en macetas de 28 cm de diámetro para las tres especies de *Opuntia* y de 24.5 cm de diámetro para *A. celsii*. El sustrato utilizado para la plantación fue el mismo que se ocupó en la azotea verde, pero se esterilizó durante 20 minutos a 120°C y 1.5 Kg cm⁻³ para mantener las condiciones de inocuidad en el invernadero. A estos individuos se les dio un periodo de aclimatación de un mes sin riego para que tuvieran un correcto enraizamiento y posteriormente se irrigaron con agua potable de grifo cada semana.

5.2.4 Colectas

Se realizaron tres muestreos: inicial, seis meses y 12 meses después de la plantación. El primero se hizo el 24 de octubre de 2018 previo a la plantación para obtener las concentraciones iniciales de MPT en los ejemplares que se iban a plantar, así como del sustrato utilizado en la azotea verde y el invernadero. Para ello, se tomaron tres individuos de cada especie y una muestra representativa del suelo; además entre la colocación del sustrato y la plantación, se tomaron dos muestras de agua de lluvia de la azotea verde del 25 de septiembre al 5 de octubre de 2018 y del 12 al 14 de octubre de 2018. El segundo y tercer muestreo se realizaron el 3 de mayo de 2019 y el 6 de noviembre de 2019, aproximadamente seis meses y 12 meses después de la plantación, respectivamente. En estos se colectaron tres ejemplares del invernadero y tres ejemplares de la azotea verde por especie, una muestra representativa de suelo por sistema y una muestra de agua de grifo del invernadero. En el intervalo entre los últimos muestreos, se colectaron seis muestras de agua de lluvia de la azotea verde en las siguientes fechas del año 2019: 3 al 21 de mayo, 30 de mayo al 6 de junio, 7 al 24 de junio y tres muestras compuestas para agosto, septiembre y octubre, siendo esta última la más cercana al muestreo de los 12 meses. Con las últimas dos colectas se evaluaron cambios en la concentración de MPT en las plantas y

el suelo; las muestras de agua se colectaron con la finalidad de tener un indicio de la adición de MPT a través de este medio.

5.3 PROCESADO DE MUESTRAS

5.3.1 Plantas

En los tres muestreos se seleccionaron los ejemplares de cada especie con base en su similitud de tamaño. En el primer muestreo sólo se tuvieron cladodios de las especies de *Opuntia*, mientras que en el segundo muestreo se separó la raíz de los cladodios. Para el tercer muestreo los individuos de la azotea eran muy grandes por lo cual se optó por retirar parte de la raíz y parte de los cladodios. Para obtener el peso aproximado del ejemplar completo se tomaron las medidas de cada uno para ocupar una ecuación propuesta por Guevara et al. (1997) donde se utiliza longitud x ancho x inserción del cladodio. Las plantas de *A. celsii* se dividieron en hojas, tallos y raíces durante los tres muestreos.

Las muestras se lavaron con agua potable y jabón comercial para quitar los residuos externos, luego se enjuagaron con agua potable y destilada y se dejaron secar. Se cortaron en trozos pequeños y se envolvieron en papel periódico, se secaron en una estufa a una temperatura entre 45°C y 60°C y se obtuvo su peso seco. Las muestras secas se trituraron en un mortero de porcelana y se molieron a un tamaño de partícula de 0.8 mm en el molino del Laboratorio de Edafología Experimental del Instituto de Geología, UNAM, con excepción de las muestras menores a 3 g que sólo se trituraron para evitar su pérdida. En el segundo y tercer muestreo solo se tomaron aleatoriamente un máximo de 35 g para ser triturados y molidos porque las muestras secas eran abundantes. Las muestras molidas se etiquetaron y almacenaron en bolsas de papel estraza.

5.3.2 Suelo

Se tomaron cinco muestras de suelo a lo largo del estudio: una muestra inicial (suelo sin plantas), dos muestras de la azotea verde y dos muestras del invernadero, cada una en los diferentes muestreos. En el segundo y tercer muestreo, el suelo en la azotea verde fue tomado donde se retiraban las raíces de las plantas mientras que en el invernadero se tomó una muestra por maceta. Para cada sistema (azotea verde o invernadero) y colecta, las

muestras se revolvieron para tener una muestra compuesta representativa de aproximadamente 2 Kg. Cada una de las muestras se secaron a una temperatura aproximada de 50°C en un horno de conexión y se tamizaron a una apertura de malla de 1.68 mm (tamiz malla 10) para quitar los materiales más gruesos. El suelo tamizado se almacenó en bolsas herméticas de plástico. Se tomaron 15 g de suelo tamizado, se molieron en un mortero de ágata y se almacenaron en una bolsa de plástico hermética hasta el análisis posterior. Para cada muestra se realizó el análisis de pH siguiendo el método de Siebe et al. (1996). Para ello, se tomaron 5 g de suelo tamizado y se suspendieron en 10 mL de agua destilada, la mezcla se dejó reposar por 15 minutos y posteriormente se midió el pH con un potenciómetro.

5.3.3 Agua

El método utilizado fue proporcionado por Hernández-Quiróz (comunicación personal). Se colocó un garrafón con un embudo de plástico para colectar las muestras de agua de lluvia de la azotea verde. En el invernadero, las muestras de agua potable fueron colectadas directamente del grifo, utilizando botellas de plástico. Los garrafones y las botellas fueron previamente lavados con agua destilada y jabón, enjuagado con ácido nítrico (HNO_3) al 10% y después con agua destilada. De las muestras colectadas se pesó el volumen recolectado, se filtraron con filtros Milipore de 0.22 μm y 25 mm diámetro (MF-Milipore membrane filters, 0.22 μm HAWP02500), se les midió el pH con un potenciómetro HI221 Calibration Check pH/ORP Meter (HANNA Instruments), después se estabilizaron con HNO_3 ultrapuro en concentración 2% V/V y se refrigeraron a una temperatura de 4°C hasta su análisis.

5.4 ANÁLISIS DE METALES POTENCIALMENTE TÓXICOS

5.4.1 Digestión previa de muestras vegetales y de sustrato

Este procedimiento se realizó basándose en el método 3052 “Digestión ácida asistida por microondas para matrices silíceas y orgánicas” de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA, 1996). Se colocaron, en vasos de teflón para horno de microondas, 0.3 g de cada una de las muestras vegetales y 0.2 g del material certificado de referencia 1570a “Spinach Leaves” (NIST, 2014) para determinar la exactitud en la lectura de los MPT en las muestras vegetales. De las tres muestras por órgano vegetal, una se utilizó por

duplicado para tener un mayor control de la lectura de los MPT, por ello al final se obtuvieron cuatro digestiones por órgano ($n=4$). A cada vaso se les adicionó 1 mL de agua desionizada y 5 mL de HNO_3 70% redestilado (Sigma-Aldrich 225711); además se preparó un blanco que sólo contenía agua desionizada y HNO_3 para evaluar si existían trazas de MPT en los reactivos. Los vasos se colocaron en una campana de extracción y se dejaron en reposo por 45 minutos, con agitaciones manuales cada 15 minutos.

Para el sustrato, se tomaron por duplicado 0.3 g de cada una de las muestras y 0.2 g del material certificado de referencia 8704 "Buffalo River Sediment" (NIST, 2018), los cuales se vaciaron en vasos de teflón para horno de microondas previamente lavados con agua potable y jabón libre de fosfatos, enjuagados con agua destilada, sumergidos en agua acidulada (HNO_3 al 10% V/V) por al menos dos horas, nuevamente enjuagados con agua destilada y secados en una estufa a 55°C . A cada vaso se le agregaron 5 mL de HNO_3 y 1 mL de ácido fluorhídrico (HF), ambos con calidad de reactivo analítico. También se preparó un blanco, utilizando sólo HNO_3 y HF. Los vasos se colocaron en una campana de extracción y se dejaron en reposo por una hora con agitaciones manuales cada 15 minutos.

5.4.2 Digestión ácida asistida por horno de microondas

La digestión asistida por horno de microondas de las muestras se realizó en lotes de 14 vasos, sin juntar las muestras vegetales con las muestras de suelo. Se utilizó un horno de microondas modelo MARS-X, CEM que alcanzó una temperatura de 160°C para plantas y 190°C para el suelo. Una vez terminada la digestión, los digestos se sacaron del horno de microondas cuando tuvieron una temperatura de 60°C y se dejaron enfriar en una campana de extracción. A los digestos de sustrato fríos se les agregó 1.5 mL de ácido bórico (H_3BO_3) saturado para evitar la formación de fluoruro de silicio (SiF_4) y la formación de complejos de flúor con los MPT. Los digestos de plantas y de suelo se vaciaron en tubos nuevos de propileno de fondo cónico de 50 mL, se aforaron a 20 mL con agua desionizada y se almacenaron a temperatura ambiente hasta su lectura.

5.4.3 Lectura de metales potencialmente tóxicos

Se analizó la presencia de Cd, Co, Cr, Ni y Pb en una alícuota de los digestos de los extractos y de las muestras de agua, mediante espectrometría de absorción atómica acoplada a la técnica de horno de grafito (EAA-HG) en un equipo modelo Analyst 800 (Perkin Elmer

Instruments, Shelton, CT EE. UU.). Para calibrar el equipo se utilizaron estándares certificados (marca High Purity Standards 1000 mg L⁻¹ en 2% de HNO₃) a una concentración conocida: 2 µg L⁻¹ para Cd, 20 µg L⁻¹ para Co, 10 µg L⁻¹ para Cr, 50 µg L⁻¹ para Ni y 10 µg L⁻¹ para Pb. En la lectura de Cd, Cr y Pb, se utilizó nitrato de magnesio con fosfato de amonio (Mg(NO₃)₂ + (NH₄)H₂PO₄) como modificador. Para leer Co, sólo se utilizó Mg(NO₃)₂ y para Ni no se necesita usar modificador. En algunos casos particulares el equipo realizó diluciones con agua grado HPLC para la lectura de los digestos cuyo valor estaba fuera de la curva de calibración. Al finalizar la lectura de todas las muestras, se leyó el blanco tres veces para calcular el límite de detección particular de cada metal.

5.4.4 Determinación del contenido de metales potencialmente tóxicos

Para cada metal se comprobó que las lecturas de los digestos fueran superiores al límite de detección, las inferiores se indicaron como menores al límite de detección (<LD), debido a que no se podía asegurar que el valor correspondía a la muestra o fuera ruido del equipo. El límite de detección de cada metal (Tabla 6) se calculó sumando el promedio obtenido de las lecturas del blanco y con el resultado de multiplicar tres veces la desviación estándar de las mismas ($\bar{x} + 3 \text{ d. e.}$).

Tabla 6. Límites de detección de los metales potencialmente tóxicos analizados estudio.

| Metal potencialmente tóxico | Promedio y desviación estándar del blanco | Límite de detección (mg Kg⁻¹) |
|------------------------------------|--|---|
| cadmio | -0.021± 0.0162 | 0.028 |
| cobalto | -0.114± 0.095 | 0.171 |
| cromo | -0.931± 0.477 | 0.5 |
| níquel | -0.43± 0.31 | 0.5 |
| plomo | -0.115± 0.039 | 0.004 |

Los valores por encima del límite de detección se llevaron a mg Kg⁻¹, utilizando el peso exacto de la muestra que fue digerida y el peso exacto del aforo final del digesto como se muestra a continuación:

$$\text{Concentración de metal (mg Kg}^{-1}\text{)} = \frac{\text{Lectura de la muestra (}\mu\text{gL}^{-1}\text{)} \times \text{Aforo del digesto (mL)} \times 1000}{\text{Peso de la muestra digerida (g)} \times 1000}$$

Si a los digestos se les hizo una dilución, esta se contempló multiplicándolo en la lectura de la muestra antes de hacer la transformación. Las concentraciones obtenidas en mg Kg^{-1} para cada metal fueron tomadas como el contenido real en la muestra analizada y con ellas se realizaron los análisis estadísticos.

5.4.5 Análisis estadísticos

A los datos obtenidos del peso seco y de la concentración de MPT se les aplicó una prueba de Shapiro-Wilk con un intervalo de confianza de 95% ($\alpha=0.05$) para comprobar su distribución y poder utilizar pruebas paramétricas. Los datos se analizaron mediante análisis de varianza de dos factores con un intervalo de confianza del 95% ($\alpha= 0.05$) y una prueba *post-hoc* de Tukey para determinar las diferencias significativas entre los grupos de prueba. La prueba para comprobar la distribución normal se realizó en Statistica 10 y las pruebas ANOVA-2 factores y las gráficas resultantes se hicieron en GraphPad Prism 6. Para la primera prueba, se evaluó el peso seco de cada una de las especies (variable dependiente) entre el tiempo y sistemas (variables independientes), es decir, para cada especie se determinó si hubo diferencias significativas en el peso seco de las plantas colectadas antes de la plantación y en la azotea verde y el invernadero a los seis y 12 meses. La segunda prueba se realizó para conocer las diferencias de la concentración de los cinco MPT en el suelo; para ello se utilizaron como variables independientes la concentración de los diferentes metales y las colectas a lo largo del tiempo: inicial, invernadero a los seis meses, azotea verde a los seis meses, invernadero a los 12 meses y azotea verde a los 12 meses. En la tercera prueba se utilizó como variable dependiente la concentración de Cd, Co, Cr, Ni o Pb, mientras que las variables independientes fueron los órganos de cada especie (cladodios, hojas, tallos, frutos raíces) y las diferentes colectas del estudio (inicial, invernadero a los seis meses, azotea verde a los seis meses, invernadero a los 12 meses y azotea verde a los 12 meses); con ello, se determinaron las diferencias significativas entre la captación de cada metal entre órganos de la misma especie en las colectas. Para la cuarta prueba se buscaron las diferencias significativas entre las concentraciones de los cinco MPT por órgano de cada especie a lo largo de las colectas; en esta prueba la variable dependiente fue cada una de las especies, mientras que los factores fueron cada uno de los metales (Cd, Co, Cr, Ni y Pb) y las colectas (inicial, invernadero a los seis meses, azotea verde a los seis meses, invernadero a los 12 meses y azotea verde a los 12 meses).

5.4.6 Determinación de la masa total de los metales potencialmente tóxicos en las plantas

Para conocer un estimado del contenido total de MPT que hubo en los tejidos por especie se calculó la masa total de cada metal, utilizando los promedios obtenidos de la concentración y del peso seco de cada planta, mediante la siguiente operación:

$$\text{masa metal (mg)} = \text{concentración } (\bar{x}) \text{ metal (mg Kg}^{-1}) \times \text{peso seco}(\bar{x}) \text{ organo vegetal (Kg)}$$

Con ello, se observó y se realizaron comparaciones descriptivas de las diferencias en la masa de cada uno de los MPT en los tres tiempos de estudio y los sistemas.

5.4.7 Factores de bioconcentración y de traslocación

Se evaluó la capacidad de asimilación de las plantas para tomar Cd, Co, Cr, Ni y Pb del suelo por medio del factor de bioconcentración (BFC) o factor de transferencia. Este factor indica la eficiencia de las plantas para absorber los metales que hay en el suelo mediante la siguiente ecuación:

$$\text{BFC} = \frac{\text{Concentración total de metales en la planta (mg Kg}^{-1})}{\text{Concentración de metales en el suelo (mg Kg}^{-1})}$$

Si el coeficiente es menor a 1, entonces las plantas son más tolerantes y pueden poseer mecanismos externos para minimizar la absorción de metales; si el coeficiente es mayor a 1 significa que la planta está asimilando en sus tejidos los metales disponibles en el suelo (Ali *et al.*, 2013; Covarrubias y Peña, 2017; Medina y Montaña, 2014). Para este factor, se utilizaron los valores de las concentraciones de la raíz más las de la parte aérea.

También se utilizó el factor de traslocación (FT) para evaluar la capacidad de transporte desde la raíz hacia la parte aérea, mediante el siguiente coeficiente:

$$\text{FT} = \frac{\text{Concentración de metales en la parte aérea de la planta (mg Kg}^{-1})}{\text{Concentración de metales en la raíz (mg Kg}^{-1})}$$

Si es menor a 1, indica que no hay una movilización hacia la parte aérea y la planta es de tipo excluyente pues tiende a acumular los metales en su raíz. Cuando el coeficiente es mayor a 1, entonces indica que hay una traslocación a la parte aérea y las plantas tienden

a ser acumuladoras; si es mayor a 5, la planta podría ser hiperacumuladora (Ali *et al.*, 2013; Covarrubias y Peña, 2017; Medina y Montaña, 2014).

6 RESULTADOS

6.1 CONDICIONES METEOROLÓGICAS EN LA AZOTEA VERDE

Con los datos obtenidos de temperatura del aire, humedad relativa del aire y precipitación se distinguieron dos épocas del año (Tabla 7). La primera fue de noviembre a abril y se caracterizó por ser seca y con un clima fresco. La temperatura media en los seis meses no rebasó los 20°C, hubo temperaturas menores a 10°C durante noviembre y diciembre, así como temperaturas mayores a 30°C en marzo y abril; la humedad relativa de diciembre a abril se mantuvo alrededor del 50% y la precipitación fue menor a 10 mm. Esta época correspondió a los primeros seis meses transcurridos desde la instalación de la azotea verde. La segunda época distinguida fue de mayo a octubre, para cada mes se tuvieron temperaturas máximas de alrededor de 30°C, la humedad relativa del aire siempre fue mayor al 50% y la precipitación se registró en un intervalo de 66.15 mm a 190 mm. Se observó relación entre la humedad relativa y la precipitación, ya que ambas fueron altas en octubre de 2018, disminuyeron a partir de noviembre y volvieron a aumentar en mayo de 2019 hasta finalizar el estudio. Las temperaturas medias del aire y del suelo también estuvieron relacionadas con una tendencia a que la temperatura del suelo era más alta que la del aire. Además, las temperaturas máximas del suelo disminuyeron durante la época de lluvias.

Tabla 7. Condiciones meteorológicas de la azotea verde durante el estudio. Los datos fueron obtenidos de la estación meteorológica de la azotea verde, excepto precipitación que se reportó conforme los valores de CONAGUA. Las abreviaciones representan (Mín.) valor mínimo y (Máx.) valor máximo. Los meses de los años 2018 y 2019 se abreviaron con sus tres primeras letras iniciales. Los valores que no se presentan no fueron obtenidos por fallas de la estación meteorológica.

| Mes | Temperatura aire (°C) | | | Temperatura suelo (°C) | | | Humedad relativa (%) | | | Precipitación (mm) |
|-------------|-----------------------|-------|------|------------------------|-------|------|----------------------|-------|------|--------------------|
| | Mín. | Media | Máx. | Mín. | Media | Máx. | Mín. | Media | Máx. | Media |
| 2018 | | | | | | | | | | |
| Oct | 12.7 | 18 | 23.4 | | | | 22.5 | 62.1 | 100 | 101.4 |
| Nov | 9.6 | 16 | 22.5 | | | | 10.2 | 58.2 | 100 | 28.4 |
| Dic | 7.5 | 14.9 | 22.3 | | | | 9 | 50.8 | 100 | 2.0 |
| 2019 | | | | | | | | | | |
| Ene | 8.1 | 15.4 | 22.7 | | | | 6.3 | 45.3 | 100 | 7.9 |
| Feb | 10.6 | 18.1 | 25.6 | | | | 4.9 | 40.2 | 93.5 | 5.1 |
| Mar | 6.6 | 18.3 | 30.4 | 4.5 | 22.6 | 55.1 | 9.9 | 48.5 | 95.5 | 3.3 |
| Abr | 8 | 19.1 | 32 | 6.4 | 24.0 | 62.1 | 10.5 | 46.5 | 98 | 3.3 |
| May | 10.1 | 20.4 | 30.9 | 6.5 | 24.3 | 59.4 | 10.2 | 50.2 | 99 | 66.2 |
| Jun | 10.5 | 18.9 | 29.6 | 10.6 | 20.6 | 44.9 | 20.2 | 69.8 | 100 | 157.7 |
| Jul | 10.6 | 15.9 | 27.2 | 12.8 | 18.3 | 30.8 | 26.7 | 77.0 | 100 | 190 |
| Ago | 9.9 | 18.4 | 27.9 | 13.7 | 19.3 | 27.7 | 25.5 | 72.3 | 100 | 76.7 |
| Sep | 10.5 | 18.0 | 27 | 14 | 19.0 | 27.7 | 25.5 | 73.1 | 100 | 115.3 |
| Oct | 11.2 | 17.5 | 29 | 13.6 | 18.2 | 25.5 | 32.1 | 77.1 | 100 | 120.4 |

6.2 PH DE LAS MUESTRAS DE AGUA Y SUELO

6.2.1 Agua

Las muestras de agua del invernadero de las primeras dos colectas tuvieron un pH de 6, mientras que la colecta de 12 meses tuvo un valor de 6.6 (Tabla 8). Las muestras de agua pluvial colectadas en la azotea verde presentaron valores similares que van de 5.7 a 6 en casi todos los eventos colectados, con excepción de la muestra obtenida en el periodo del 30 de mayo al 6 de junio de 2018, cuyo pH de 8.1 fue básico a comparación de los otros (Tabla 8).

Tabla 8. pH de las muestras de agua del invernadero y la azotea verde a lo largo del estudio. En el invernadero sólo se tomó una muestra de agua por colecta cuyas fechas fueron 25 de octubre de 2018, 3 de mayo de 2019 y 6 de noviembre de 2019, respectivamente. Para la azotea verde se presenta entre paréntesis la fecha de los periodos que abarca la muestra; el periodo de tiempo es diferente para cada una, siendo más corto entre más cantidad de agua era colectada.

| Colecta | Invernadero | Azotea verde |
|-----------------|--------------------|--|
| Inicial | 6 | 5.9 (25 de septiembre al 5 de octubre de 2018) 5.7 (12 al 1 de octubre de 2018) |
| 6 meses | 6 | |
| 12 meses | 6.6 | 6.1 (3 al 21 de mayo de 2019) 8.1 (30 de mayo al 6 de junio de 2019) 6 (7 al 24 de junio de 2019) 5.9 (agosto de 2019) 5.7 (septiembre de 2019) 5.9 (octubre de 2019) |

6.2.2 Suelo

El sustrato colocado en la azotea verde y el control de invernadero tuvo un pH de 5.2, que es moderadamente ácido (Siebe et al., 1996). En los dos sistemas el pH tendió a ser menos ácido en las siguientes colectas (Tabla 9), cambiando de la categoría de moderadamente ácido a ligeramente ácido en el invernadero, y muy ligeramente ácido en la azotea verde.

Tabla 9. pH de las muestras de suelo de la azotea verde y el invernadero a lo largo del estudio. Las fechas de colecta de las muestras fueron 24 de octubre de 2018 (inicial), 3 de mayo de 2019 (seis meses) y 6 de noviembre de 2019 (12 meses).

| Colecta | Invernadero | Azotea verde |
|-----------------|--------------------|---------------------|
| Inicial | 5.2 | 5.2 |
| 6 meses | 5.5 | 6.8 |
| 12 meses | 6.2 | 6.5 |

6.3 CRECIMIENTO EN PESO SECO DE LAS ESPECIES DURANTE LOS TRES MUESTREOS

En general, todos los individuos de las especies analizadas incrementaron su peso seco conforme pasó el tiempo (Tabla 10), lo cual indica que hubo un crecimiento en el invernadero y la azotea verde. Cuatro meses después de la plantación, dos de las plantas del invernadero de *O. robusta* sufrieron una enfermedad fúngica por lo cual tuvieron que ser reemplazadas con sus cladodios jóvenes que seguían sanos; esto no representó un problema grave ya que se dio un rápido enraizamiento. En la azotea verde, ninguna de las plantas mostró síntomas de toxicidad o marchitez a lo largo del estudio, por lo tanto, se puede decir que se adaptaron a las condiciones climáticas y bióticas. En la azotea verde durante los primeros seis meses (época seca), las plantas de *Opuntia* se establecieron a pesar de la falta de agua (Figura 7a y c); sin embargo, los individuos de *A. celsii* tuvieron un menor crecimiento comparado con el obtenido en el invernadero, probablemente ocasionado por el estrés hídrico (Figura 7c y d). En la época de lluvia, se establecieron herbáceas anuales (Figura 7e), pero esto no impidió que las cuatro especies siguieran creciendo; además el crecimiento de *A. celsii* mejoró probablemente porque ya no sufrió un estrés hídrico. En el invernadero (Figura 7b, d y f), al haber un regadío y temperaturas constantes las plantas tuvieron un crecimiento continuo. El crecimiento de las especies de *Opuntia* fue menor al de la azotea verde, probablemente por el confinamiento a un espacio cerrado como lo fue la maceta. Sin embargo, esto no representó un problema para la medición de los MPT ya que se evaluaron por unidad de peso.

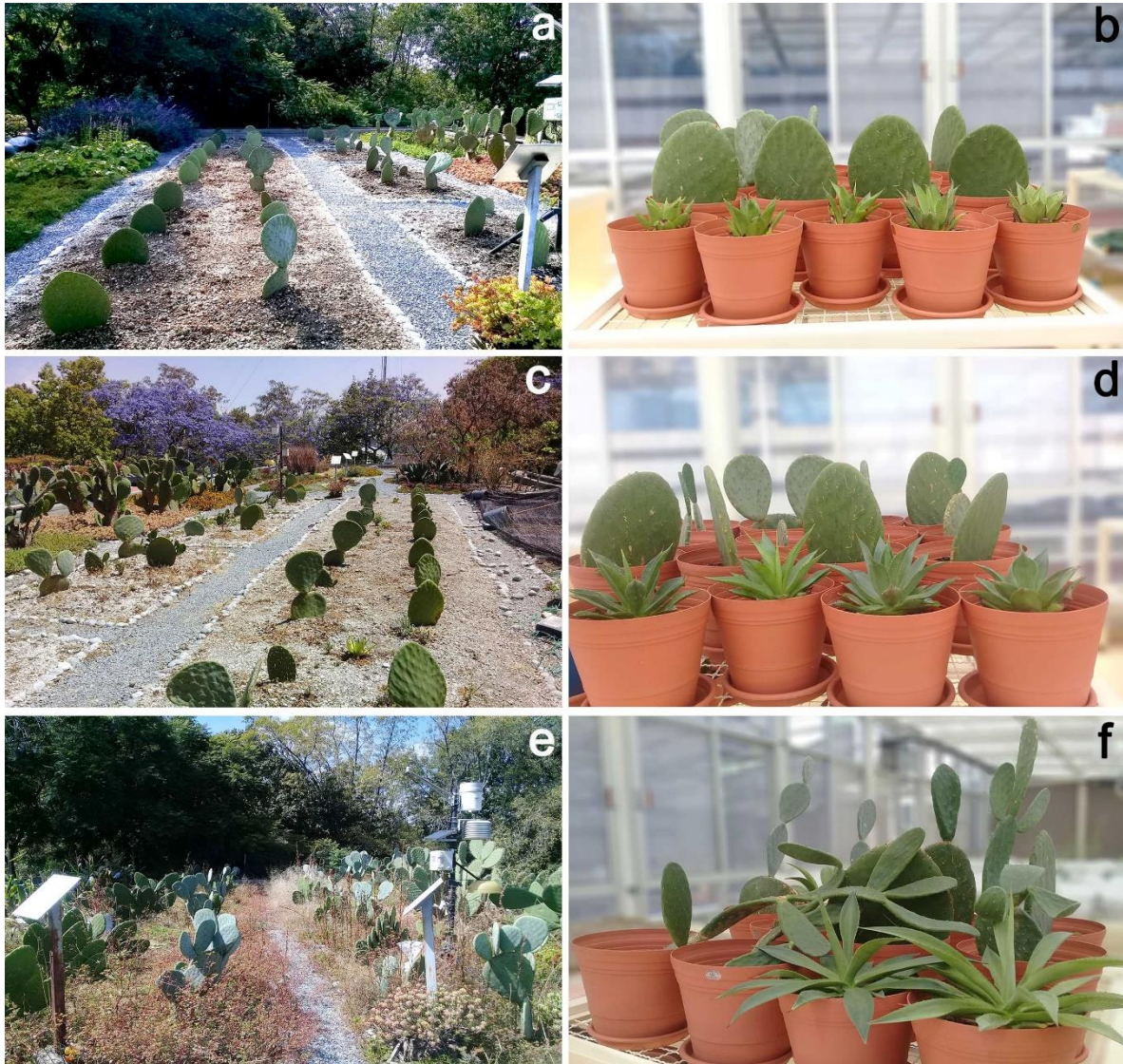


Figura 7. Plantas de la azotea verde y del invernadero después de la plantación (a y b), seis meses después (c y d) y 12 meses después de la plantación (e y f).

De las tres especies de cactáceas utilizadas, *O. ficus-indica* es la que presentó el menor peso seco (Tabla 10). Los ejemplares de esta especie no tuvieron diferencias significativas en cuanto el peso, con excepción de los cladodios de la azotea verde a los 12 meses, cuyo peso fue significativamente diferente ($g.l.= 4; p < 0.0001$) al de los otros muestreos (inicial, seis meses en ambos sistemas y 12 meses en invernadero) e influyó que el peso seco total de la planta también difiriera significativamente ($g.l.= 4; p < 0.0001$). Las plantas de *O. robusta* también tuvieron un crecimiento significativamente mayor ($g.l.= 4; p= 0.0011$) a los 12 meses en la azotea verde en comparación con los cladodios iniciales y las plantas del

invernadero. Aunque no se presentaron diferencias significativas, hubo un descenso en el peso seco de las plantas del invernadero, ocasionado por la enfermedad mencionada anteriormente. Los individuos de *O. tomentosa* también presentaron diferencias significativas ($g.l.= 4; p < 0.0001$) en su peso seco, siendo mayor el registrado a los 12 meses en la azotea verde. Además, a los seis meses en la azotea verde se encontraron frutos que fueron colectados, pero no se pudo comparar su peso al ser los únicos. Para el caso de la raíz de las tres especies, se sabe que cuando se propagan vegetativamente la raíz se desarrolla de forma fasciculada y pueden extenderse después de un año hasta 2.5 m lejos del tallo (Snyman, 2006; Vázquez-Alvarado et al., 2011); por ello en los muestreos de la azotea verde no se pudo obtener completamente la raíz y el peso seco reportado sólo representa un fracción del peso real que pudo tener. *A. celsii* mostró un crecimiento menor en la azotea verde con respecto al invernadero. Las plantas colectadas a los 12 meses en el invernadero presentan un peso seco significativamente mayor ($g.l.= 4; p= 0.0003$) a las colectadas inicialmente y a los seis meses. El peso de las plantas que pasaron los 12 meses en la azotea verde fue significativamente diferente ($g.l.= 4; p= 0.0003$) al peso inicial y de los seis meses en el mismo sistema.

Tabla 10. Peso seco (g) de las cuatro especies en los tres muestreos en el invernadero y la azotea verde. Se presentan los pesos secos ($\bar{X} \pm d. e.$; $n=3$) obtenidos de cada muestreo. Las letras en superíndice diferentes representan las diferencias significativas entre el peso seco de cladodios, raíces o planta completa en el invernadero y azotea verde durante las diferentes colectas.

| Órgano | Inicial (g) | 6 meses (g) | | 12 meses (g) | |
|-----------------------------|------------------------|---------------------------|----------------------------|-------------------------|---------------------------|
| | | Invernadero | Azotea verde | Invernadero | Azotea verde |
| <i>Opuntia ficus-indica</i> | | | | | |
| Cladodios | 18.7 ±3.6 ^a | 24.6 ±3 ^a | 59.8 ±5.9 ^a | 59.5 ±4.3 ^a | 515 ±56.2 ^b |
| Raíces | | 0.8 ±0.1 ^a | 3 ±1 ^a | 2 ±0.6 ^a | 8.6 ±2.2 ^a |
| Planta | | 25.4 ± 3.1 ^a | 62.8 ±7 ^a | 61.5 ±4.8 ^a | 523.6 ±58.4 ^b |
| <i>Opuntia robusta</i> | | | | | |
| Cladodios | 156 ±82.5 ^a | 99 ±164 ^a | 343 ±307 ^{ab} | 65.6 ±23 ^a | 856.5 ±641.5 ^b |
| Raíces | | 9.5 ±0.2 ^a | 1.3 ±0.3 ^a | 1.7 ±0.4 ^a | 9.5 ±2.3 ^a |
| Planta | | 108.5 ±164.2 ^a | 344.3 ±307.3 ^{ab} | 67.3 ±23.4 ^a | 866 ±643.9 ^b |
| <i>Opuntia tomentosa</i> | | | | | |
| Cladodios | 78.1 ±16 ^a | 121.7 ±42 ^a | 212.3 ±87.3 ^a | 154.3 ±8.5 ^a | 818.4 ±211 ^b |
| Frutos | | | 9.12 | | |
| Raíces | | 4.2 ±1.1 ^a | 2 ±1 ^a | 4.9 ±0.2 ^a | 10.4 ±3 ^a |
| Planta | | 125.9 ±43.2 ^a | 214.3 ±88.3 ^a | 159.2 ±8.7 ^a | 828.7 ±214.1 ^b |
| <i>Agave celsii</i> | | | | | |
| Hojas | 15.7 ±3.8 ^a | 29.6 ±5 ^{ab} | 18.1 ±5.4 ^a | 33.6 ±3.7 ^b | 28.2 ±8.4 ^{ab} |
| Tallos | 0.5 ±0.4 ^a | 1.3 ±0.2 ^a | 1.4 ±0.3 ^a | 1.7 ±0.2 ^a | 1.7 ±0.4 ^a |
| Raíces | 10.7 ±1.3 ^a | 11.4 ±2.5 ^a | 5 ±0.4 ^a | 11.8 ±0.2 ^a | 13.2 ±0.9 ^a |
| Planta | 26.9 ±3.4 ^a | 35.6 ±17.2 ^{ab} | 24.4 ±6.1 ^a | 47.1 ±17.5 ^c | 43.2 ±9.7 ^{bc} |

6.4 CONTENIDO DE METALES POTENCIALMENTE TÓXICOS

6.4.1 Agua

En las muestras de lluvia colectadas antes de la plantación se obtuvo una concentración promedio de $7.5 \pm 4.5 \text{ mg L}^{-1}$ de Ni y $0.06 \pm 0.07 \text{ mg L}^{-1}$ de Pb. Para Cd, Co y Cr las concentraciones estuvieron por debajo del límite de detección (0.028 , 0.171 y 0.5 mg L^{-1}). En la muestra colectada inicialmente en el invernadero, las muestras obtenidas seis y 12 meses después de la plantación en el invernadero y la azotea verde, no se obtuvieron concentraciones por arriba del límite de detección para ninguno de los MPT (0.028 para Cd, 0.171 para Co, 0.5 para Cr y Ni y 0.004 para Pb).

6.4.2 Suelo

En el sustrato inicial la concentración de Pb fue la más alta, difiriendo significativamente ($g.l.= 4; p < 0.0001$) con las de Cd, Co y Ni (Tabla 11). También la concentración de Cr fue significativamente diferente ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a las de Cd y Co (Tabla 11). A los seis meses, las concentraciones de Cr y Ni fueron significativamente mayores a las de Cd, Co y Pb ($g.l.= 4; p < 0.0001$) en el invernadero; mientras que, en la azotea verde, la concentración de Pb fue significativamente superior ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a las Cd, Co y Ni. Este mismo patrón se repitió a los 12 meses para ambos sistemas. Comparando el cambio de concentraciones en el tiempo, para Cd, Co y Cr no se presentaron diferencias significativas, aunque hubo un aumento de Cr a lo largo del tiempo, el Co aumentó en el invernadero y en la azotea verde a los seis meses y el nivel de Cd disminuyó a lo largo del tiempo. Para Ni, las concentraciones obtenidas de las muestras del invernadero a los seis y 12 meses fueron significativamente diferentes ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a la inicial y las de la azotea verde. Por el contrario, la concentración inicial y las de la azotea verde de Pb fueron significativamente diferentes ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a las del invernadero.

Tabla 11. Concentración total ($\bar{X} \pm d. e.$; $n=4$) de metales potencialmente tóxicos (mg Kg^{-1}) en el sustrato de la azotea verde y el invernadero en las colectas de los diferentes tiempos. Las letras minúsculas en superíndice representan diferencias significativas ($\alpha=0.05$) entre la concentración de los cinco MPT en cada una de las colectas. Las letras mayúsculas en superíndice representan diferencias significativas ($\alpha=0.05$) de un solo metal a lo largo del tiempo.

| Metal | Inicial (mg Kg^{-1}) | 6 meses (mg Kg^{-1}) | | 12 meses (mg Kg^{-1}) | |
|------------------------------|------------------------------------|---------------------------------|------------------------------|----------------------------------|-------------------------------|
| | | Invernadero | Azotea verde | Invernadero | Azotea verde |
| Cadmio (LD=0.028) | 2.9 \pm 0.05 ^{aA} | 0.29 \pm 0.02 ^{aA} | 2.4 \pm 0.06 ^{aA} | 0.33 \pm 0.01 ^{aA} | 2.7 \pm 0.02 ^{aA} |
| Cobalto (LD=0.171) | 4.4 \pm 2.7 ^{aA} | 6.1 \pm 1.4 ^{aA} | 16.7 \pm 2.8 ^{aA} | 18.3 \pm 7.9 ^{aA} | 2.1 \pm 0.2 ^{aA} |
| Cromo (LD=0.5) | 103 \pm 38 ^{bcA} | 173.8 \pm 77 ^{ba} | 116 \pm 5.4 ^{abA} | 178.4 \pm 81 ^{ba} | 112 \pm 34 ^{abA} |
| Níquel (LD=0.5) | 29.5 \pm 10 ^{abA} | 145.9 \pm 25 ^{bb} | 37.9 \pm 20 ^{aA} | 133.1 \pm 11 ^{bb} | 46.3 \pm 38 ^{aA} |
| Plomo (LD=0.004) | 150 \pm 62 ^{cb} | 11.1 \pm 6.6 ^{aA} | 164.6 \pm 27 ^{bb} | 12.7 \pm 11 ^{aA} | 218.9 \pm 142 ^{bb} |

6.4.3 Diferencia en la captación de metales potencialmente tóxicos por especie

En esta sección se presenta la comparación de la concentración entre los cinco MPT analizados a lo largo del tiempo de estudio, por cada una de las especies con las que se trabajaron. En los tres periodos evaluados se encontraron valores por debajo del límite de detección para Cd, Co, Cr y Ni (LD= 0.028, 0.171, 0.5 y 0.5 mg Kg⁻¹) en las cuatro especies vegetales analizadas. En el caso de Pb hubo concentraciones por encima del límite de detección para todas las muestras, con excepción de las hojas de las plantas iniciales de *A. celsii*. En *A. celsii*, no se encontraron concentraciones de Cd por encima del límite de detección en las plantas iniciales y de Co en las plantas de la azotea verde a los seis meses; tampoco hubo concentraciones de Cd por encima del límite de detección en las raíces a lo largo del estudio. Las concentraciones obtenidas para los cinco MPT para cada una de las especies del invernadero y la azotea verde se presentan en los Anexos 1 al 3.

6.4.3.1 *Opuntia ficus-indica*

En los cladodios (Figura 8a) de la colecta inicial hubo concentraciones por debajo del límite de detección para Co y Cr (LD= 0.171 y 0.5 mg Kg⁻¹), mientras que las concentraciones de Cd y Pb fueron significativamente diferentes a las de Ni ($g.l.= 2; p < 0.001$). A los seis meses, el Co estuvo nuevamente por debajo del límite de detección en el invernadero, pero para Cr se registró una concentración por encima del límite de detección que fue significativamente mayor ($g.l.= 3; p < 0.001$) a las de Cd y Pb; también, la concentración de Ni fue significativamente mayor a las de Cd, Cr y Pb ($g.l.= 3; p < 0.001$). En la azotea verde, no hubo diferencias significativas entre la captación de los cinco MPT. A los 12 meses en el invernadero, las concentraciones de Co y Ni fueron significativamente mayores ($g.l.= 3; p < 0.001$) a las de Cd y Pb. En la azotea verde, la concentración de Ni fue mayor significativamente a las de Cd y Co ($g.l.= 3; p < 0.001$), mientras que la de Pb fue significativamente mayor a la de Co ($g.l.= 3; p < 0.001$); además, la concentración de Cd fue significativamente mayor ($g.l.= 1; p < 0.0001$) con respecto a la obtenida para las raíces. En ambos sistemas, la concentración de Cr estuvo por debajo del límite de detección. En este mismo órgano, la mayor concentración de Cd y Pb se presentó en la azotea verde a los 12 meses siendo significativamente diferente ($g.l.= 3; p < 0.0001$) con respecto a las obtenidas en las colectas anteriores y en el invernadero. Para Co, Cr y Ni no hubo diferencias significativas entre las concentraciones obtenidas a lo largo del tiempo.

Para las raíces (Figura 8b), a los seis meses en el invernadero concentración de Cr fue significativamente mayor ($g.l.= 3; p < 0.0001$) con respecto a las de Cd, Co, Ni y Pb; en este mismo sistema la concentración de Pb fue mayor ($g.l.= 1; p < 0.0001$) en la raíz que en los cladodios. En la azotea verde, el Ni estuvo por debajo del límite de detección (0.5 mg Kg^{-1}) y el Pb fue significativamente mayor ($g.l.= 3; p < 0.0001$) al Cd, Co y Cr; además, las concentraciones de Cd y Pb en la raíz fueron significativamente mayores ($g.l.= 1; p < 0.0001$) a las encontradas en los cladodios. A los 12 meses en el invernadero, la concentración de Cr se encontró por debajo del límite de detección, la concentración de Ni fue significativamente diferente ($g.l.= 3; p < 0.0001$) a las de Cd y Pb y la de Co fue diferente ($g.l.= 3; p < 0.0001$) a la de Pb. En la azotea verde, se encontró por debajo del límite de detección la concentración de Ni, mientras que la concentración de Pb fue mayor significativamente ($p < 0.0001$) con respecto a la de Cd, Co, Cr ($g.l.= 3$) y a la de Pb ($g.l.= 1$) de los cladodios. Comparando entre tiempos, la concentración de Cd más alta se registró a los seis meses en la azotea verde y fue significativamente diferente ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a las del invernadero (seis y 12 meses) y a la de las raíces de la azotea verde a los 12 meses; esta última muestra también fue significativamente diferente ($g.l.= 4; p < 0.0001$) con respecto a la del invernadero en los seis meses. Para Co, la concentración obtenida en las raíces del invernadero a los 12 meses fue significativamente superior ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a las encontradas a lo largo del tiempo en la azotea verde. En Pb, las concentraciones de la azotea verde fueron significativamente superiores ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a las del invernadero, mientras que la concentración en el invernadero a los seis meses también difirió significativamente ($g.l.= 4; p < 0.0001$) con respecto a la obtenida a los 12 meses en el mismo sistema.

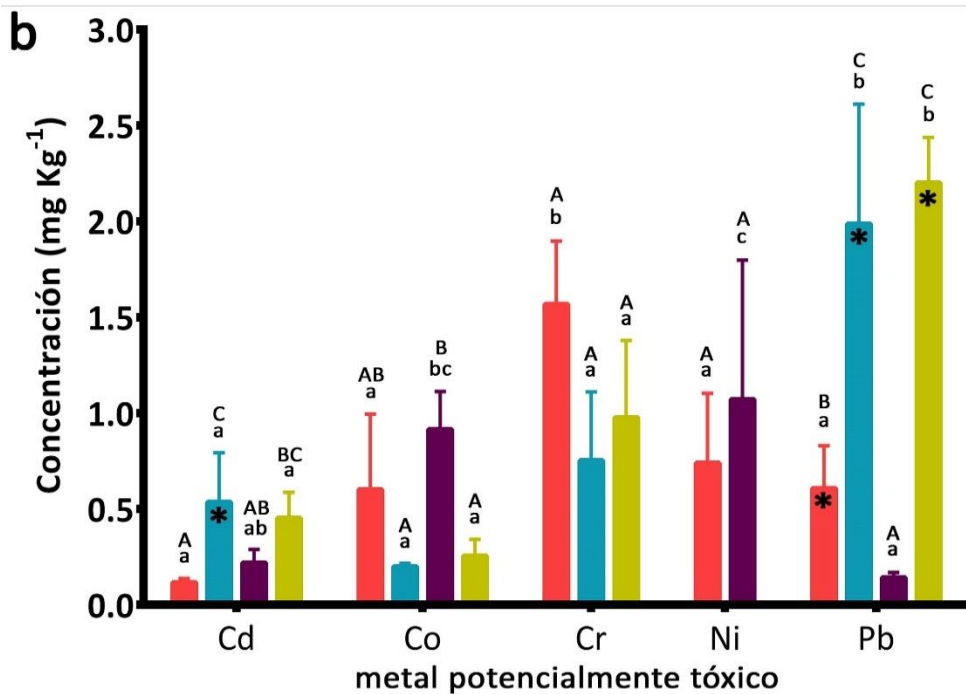
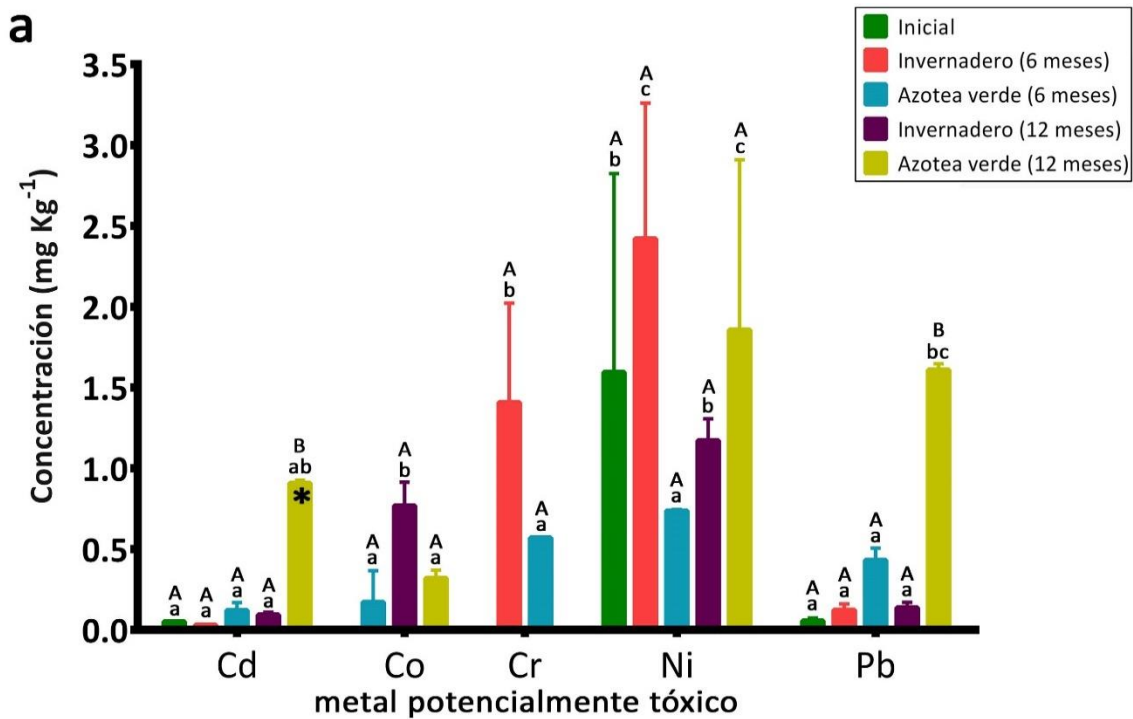


Figura 8. Concentración ($\bar{x} \pm d. e.$; $n=4$) de metales potencialmente tóxicos (mg Kg⁻¹) en (a) cladodios y (b) raíces de *Opuntia ficus-indica*. Sólo se graficaron las concentraciones cuyo valor se encontró por arriba del límite de detección. Las letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas ($\alpha=0.05$) entre la captación de los cinco MPT en la misma colecta. Las letras mayúsculas diferentes representan diferencias significativas ($\alpha=0.05$) en la concentración de un solo metal en las distintas colectas. Las barras con asteriscos indican que la concentración de ese metal fue significativamente mayor ($\alpha=0.05$) en ese órgano con respecto al resto de la planta.

6.4.3.2 *Opuntia robusta*

Respecto a las concentraciones obtenidas para los cladodios (Figura 9a), el Cd y el Co estuvieron por debajo del límite de detección (LD= 0.028 y 0.171 mg Kg⁻¹) en las muestras de la colecta inicial, y las concentraciones de Cr, Ni y Pb fueron significativamente diferentes ($g.l.= 4; p < 0.0001$) entre ellas. A los seis meses en el invernadero, la concentración de Cr fue significativamente mayor ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a las de Co y Pb, mientras que la de Ni fue significativamente mayor ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a las de Co, Cr, Pb y a la de Ni encontrada en las raíces; Cd estuvo por debajo del límite de detección. En la azotea verde, Cr y Ni se encontraron por debajo del límite de detección (LD= 0.5 mg Kg⁻¹ para ambos) y no hubo diferencias significativas entre Cd, Co y Pb. A los 12 meses, en el invernadero la concentración de Co fue significativamente diferente ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a las de Cd y Pb, mientras que en la azotea verde la concentración de Pb fue significativamente mayor ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a la de Cd y Co. En este tiempo Cr y Ni estuvieron por debajo del límite de detección en ambos sistemas. A lo largo del tiempo, la concentración de Cd de la azotea verde a los 12 meses fue significativamente mayor ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a las otras obtenidas. La concentración obtenida de Pb a los 12 meses en la azotea verde fue significativamente mayor ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a las otras. Para los otros MPT no hubo diferencias significativas entre su captación en los cladodios a lo largo del tiempo.

En las raíces (Figura 9b), a los seis meses en el invernadero el nivel de Cd estuvo por debajo del límite de detección y la concentración de Co fue significativamente diferente ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a la de Pb. En la azotea verde, las concentraciones de Ni y Pb fueron significativamente diferentes ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a las de Cd y Co, mientras que la de Cr fue diferente significativamente ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a la de Cd. A los 12 meses, en el invernadero Cr estuvo por debajo del límite de detección y la concentración de Ni fue significativamente mayor ($g.l.= 4; p < 0.0001$) con respecto a la de Cd y Pb. En la azotea verde, Co estuvo por debajo del límite de detección y Cr, Ni y Pb fueron significativamente diferentes ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a Cd. Por otra parte, la concentración de Co a los seis meses en las raíces del invernadero fue significativamente mayor ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a la de la azotea verde; además las concentraciones de Pb en las raíces de la azotea verde a los seis y 12 meses fueron significativamente diferentes ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a las obtenidas a lo largo del tiempo en el invernadero.

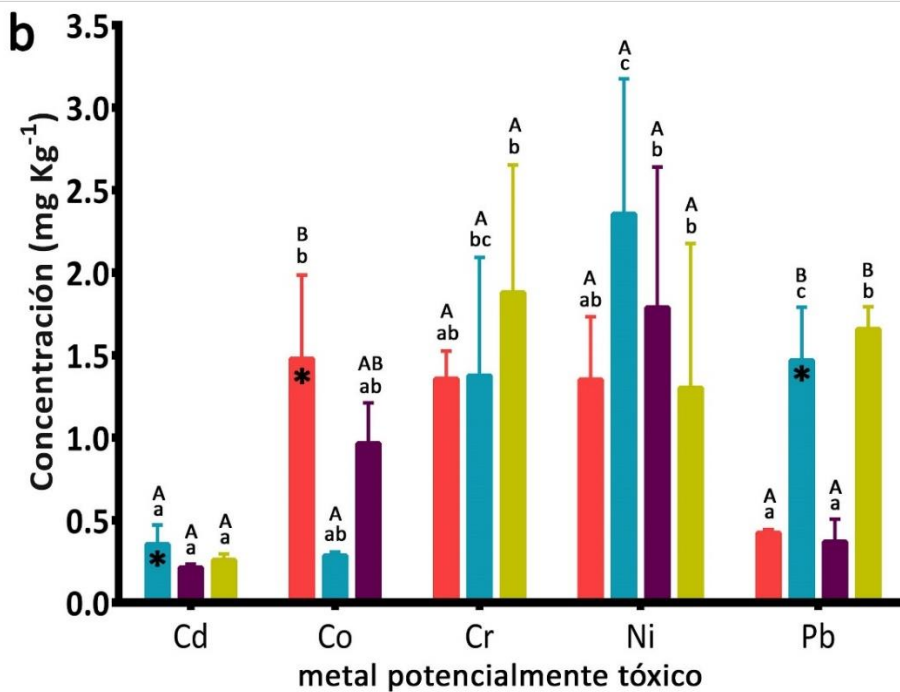
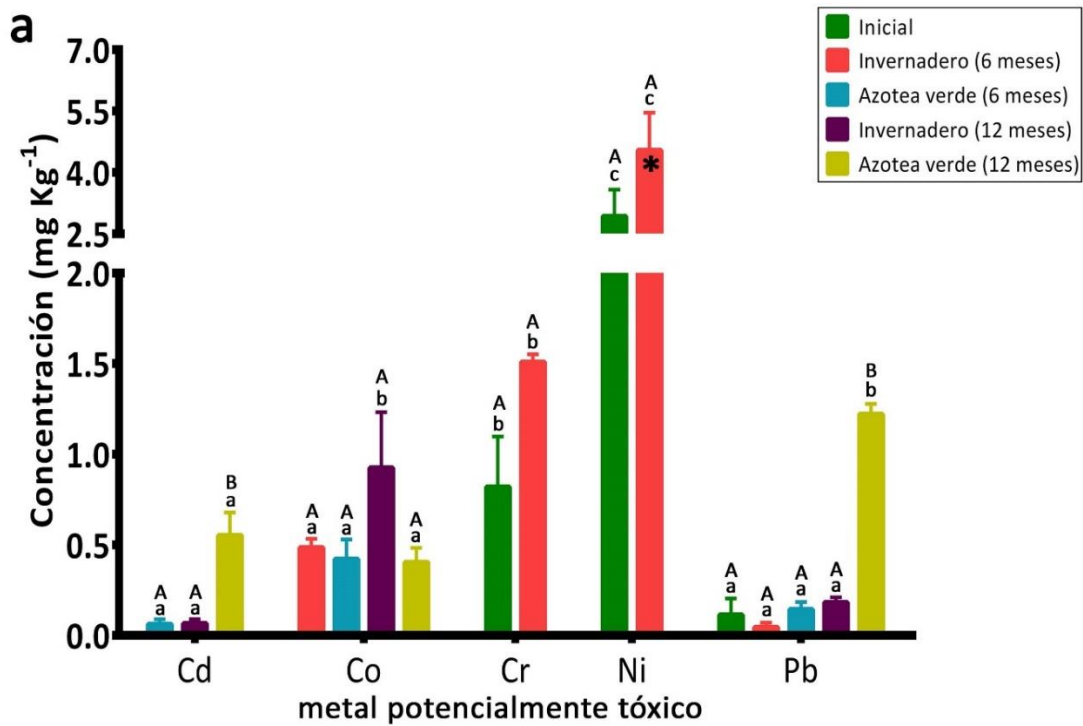


Figura 9. Concentración ($\bar{x} \pm d. e.$; $n=4$) de metales potencialmente tóxicos (mg Kg^{-1}) en (a) cladodios y (b) raíces de *Opuntia robusta*. Sólo se graficaron las concentraciones cuyo valor se encontró por arriba del límite de detección. Las letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas ($\alpha=0.05$) entre la captación de los cinco MPT en la misma colecta. Las letras mayúsculas diferentes representan diferencias significativas ($\alpha=0.05$) en la concentración de un solo metal en las diferentes colectas. Las barras con asteriscos indican que la concentración de ese metal significativamente mayor ($\alpha=0.05$) en ese órgano con respecto al resto de la planta.

6.4.3.3 *Opuntia tomentosa*

En los cladodios (Figura 10a), la concentración inicial de Ni fue significativamente mayor ($g.l.= 3; p < 0.0001$) a las de Cd, Co y Pb, y la de Co fue significativamente mayor ($g.l.= 3; p < 0.0001$) a las de Cd y Pb; Cr se encontró por debajo del límite de detección ($LD= 0.5 \text{ mg Kg}^{-1}$). A los seis meses se obtuvieron varias concentraciones por debajo del límite de detección que fueron Cd y Ni en ambos sistemas y Co y Cr para la azotea verde. Por ello sólo se compararon las concentraciones del invernadero, siendo Co y Cr diferentes significativamente ($g.l.= 2; p < 0.0001$) a Pb. Adicionalmente para los frutos colectados en la azotea verde en este tiempo, se obtuvieron concentraciones para Co, Ni y Pb que fueron significativamente diferentes ($g.l.= 2; p < 0.0001$) entre ellas. A los 12 meses, la concentración de Cr estuvo por debajo del límite de detección en ambos sistemas, así como la de Cd en el invernadero. En el invernadero, la concentración de Ni fue significativamente mayor ($g.l.= 3; p < 0.0001$) a las de Co y Pb. En la azotea verde, las concentraciones de Ni y Pb fueron superiores significativamente ($g.l.= 3; p < 0.0001$) a las de Cd y Co. Comparando entre tiempos de exposición, la concentración de Cd en los cladodios de la azotea verde a los 12 meses fue significativamente diferente ($g.l.= 3; p < 0.0001$) a la inicial y la concentración de Pb en la azotea verde a los 12 meses es significativamente superior ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a las otras colectas.

Respecto a la captación en las raíces (Figura 10b), a los seis meses en el invernadero la concentración de Ni fue significativamente diferente ($g.l.= 3; p < 0.0001$) a las de Cd y Pb; además, las concentraciones de Cr y Pb fueron significativamente superiores ($g.l.= 3; p < 0.0001$) con respecto a las encontradas en los cladodios. En la azotea verde, la concentración de Pb fue significativamente mayor ($g.l.= 3; p < 0.0001$) con respecto a las de Cd, Cr, Ni y Pb en cladodios y frutos. A los 12 meses en el invernadero, el Cr estuvo por debajo del límite de detección y la concentración de Ni fue diferente significativamente ($g.l.= 3; p < 0.0001$) a las de Cd y Pb. En la azotea verde, Co estuvo por debajo del límite de detección y no hubo diferencias significativas entre la captación de los otros MPT. En este órgano, la concentración de Pb fue significativamente superior ($g.l.= 4; p < 0.0001$) en la azotea verde a los seis meses comparada con las otras colectas, mientras que las concentraciones obtenidas para el invernadero a los seis meses y la azotea verde a los 12 meses también fueron significativamente diferentes ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a la del invernadero a los 12 meses.

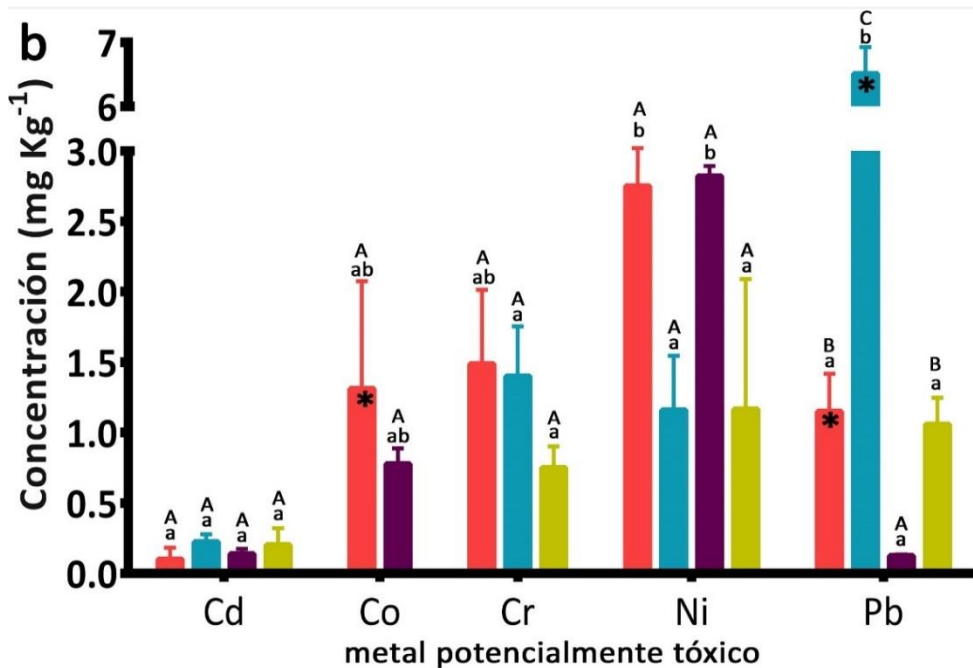
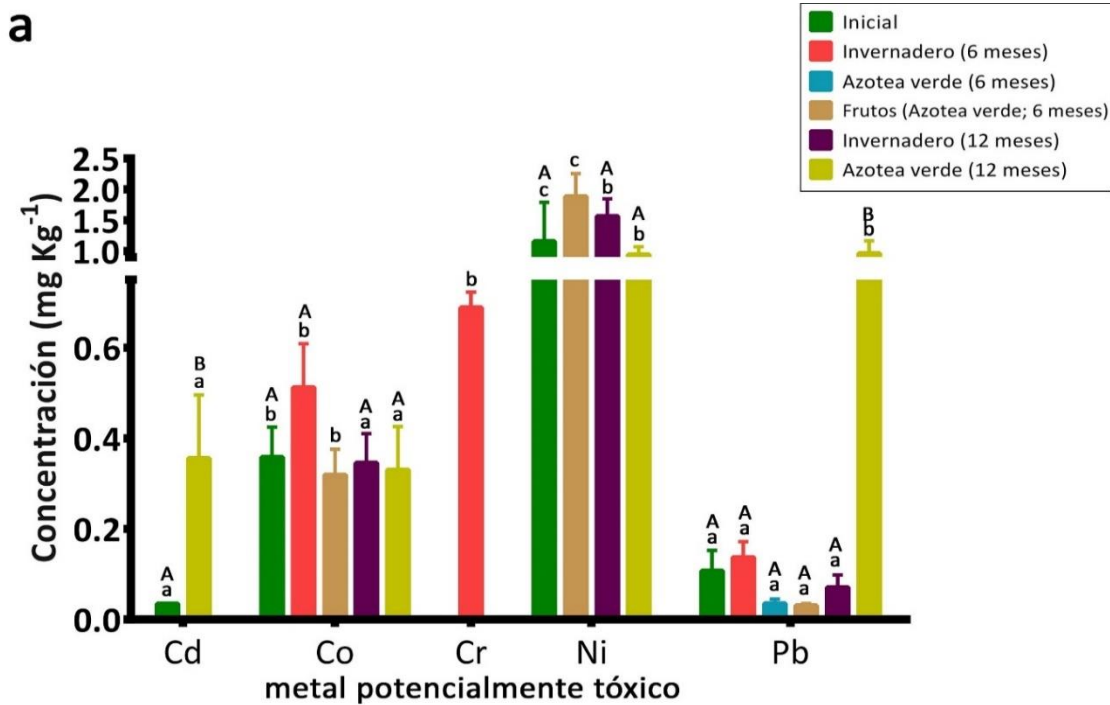


Figura 10. Concentración ($\bar{X} \pm d. e.$; $n=4$) de metales potencialmente tóxicos (mg Kg^{-1}) en (a) cladodios y frutos colectados a los seis meses, así como (b) raíces de *Opuntia tomentosa*. Sólo se graficaron las concentraciones cuyo valor se encontró por arriba del límite de detección. Las letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas ($\alpha=0.05$) entre la captación de los cinco MPT en la misma colecta. Las letras mayúsculas diferentes representan diferencias significativas ($\alpha=0.05$) en la concentración de un solo metal en las diferentes colectas. Las barras con asteriscos indican que la concentración de ese metal fue significativamente mayor ($\alpha=0.05$) en ese órgano con respecto al resto de la planta.

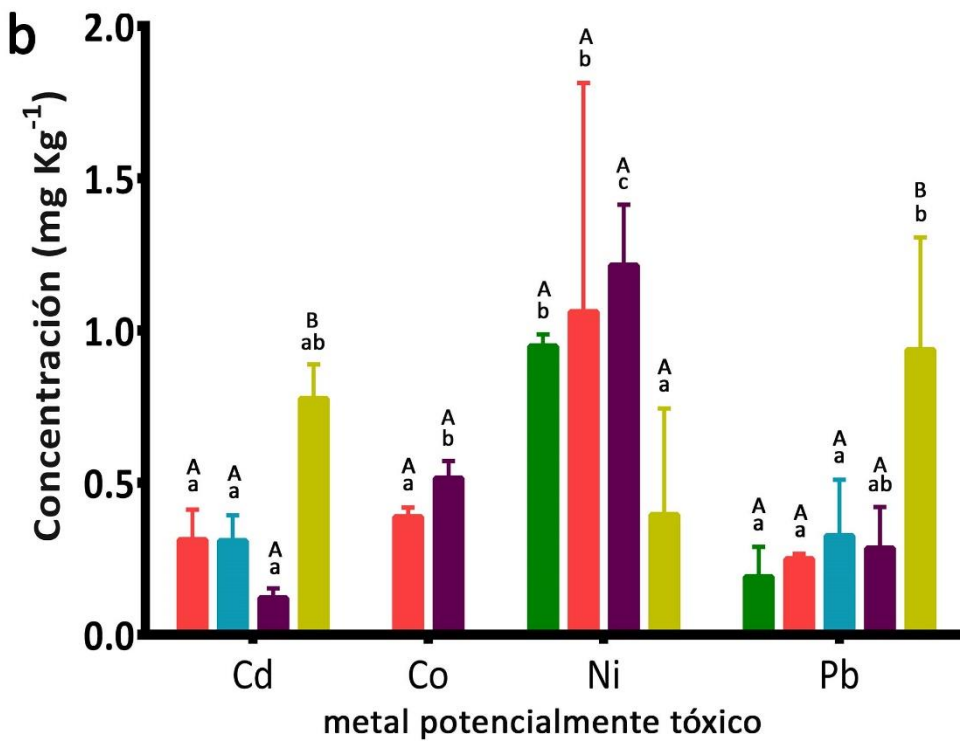
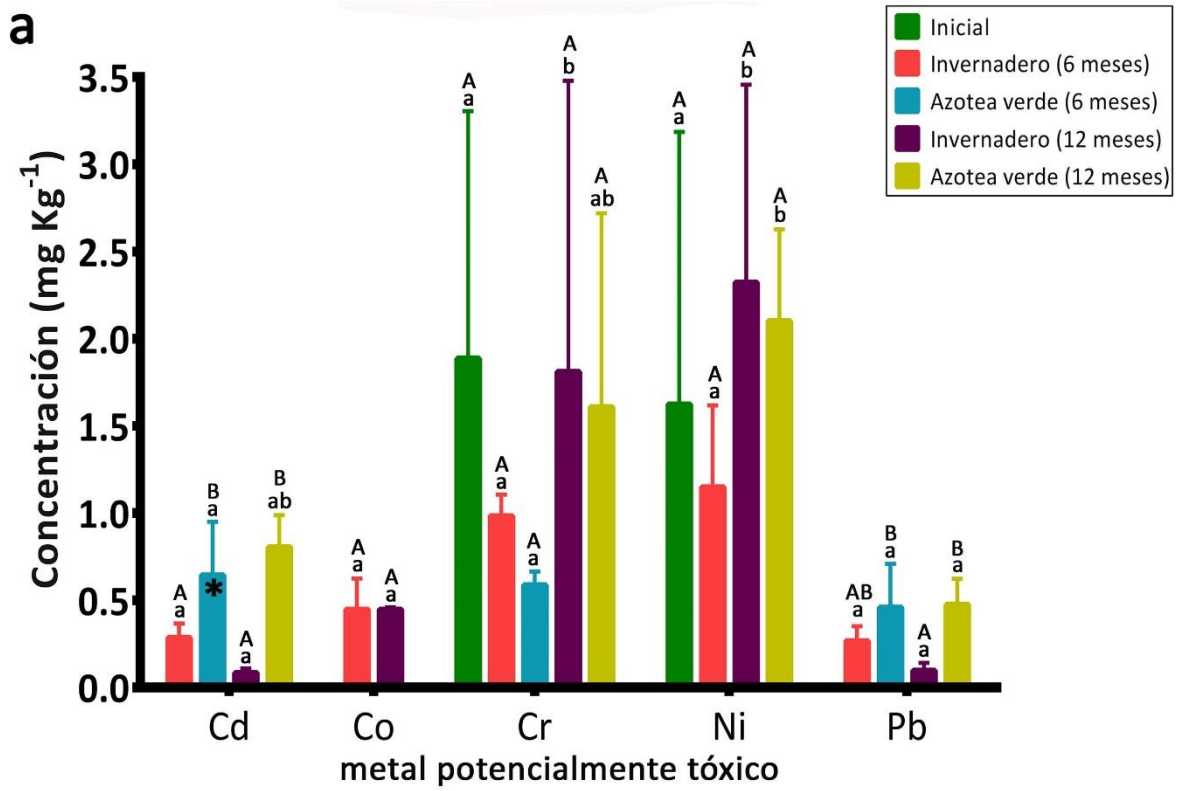
6.4.3.4 *Agave celsii*

En las hojas (Figura 11a), en la colecta inicial el Cd, Co y Pb estuvieron por debajo del límite de detección, mientras que las concentraciones de Cr y Ni no tuvieron diferencias significativas. A los seis meses en el invernadero no hubo diferencias significativas entre la captación de los cinco MPT; en la azotea verde el Co y Ni estuvieron por debajo del límite de detección y Cd, Cr y Pb no tuvieron diferencias significativas entre ellos, pero la concentración de Cd fue significativamente superior ($g.l.= 2; p < 0.0001$) a la obtenida para los tallos. A los 12 meses en el invernadero, las concentraciones de Ni y Cr fueron significativamente mayores ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a las de Cd, Co y Pb; en la azotea verde la concentración de Ni fue significativamente diferente ($g.l.= 3; p < 0.0001$) a la de Pb, y el Co estuvo por debajo del límite de detección. Por otro lado, las concentraciones de Cd en las hojas colectadas en la azotea verde a los seis y 12 meses son significativamente superiores ($g.l.= 3; p < 0.0001$) a las obtenidas en el invernadero. La concentración de Pb en la azotea verde a los seis y 12 meses fue significativamente diferente ($g.l.= 3; p < 0.0001$) a la del invernadero a los 12 meses.

En los tallos (Figura 11b), sólo hubo concentraciones por encima del límite de detección para Ni y Pb para la colecta inicial, siendo significativamente diferentes ($g.l.= 1; p < 0.0001$) entre sí. A los seis meses no se obtuvieron concentraciones por encima del límite de detección para Cr en ambos sistemas y para Co y Ni en la azotea verde. En el invernadero, la concentración de Ni fue superior significativamente ($g.l.= 3; p < 0.0001$) con respecto a la de Cd, Co y Pb; mientras que en la azotea verde no hubo diferencias significativas entre las concentraciones de Cd y Pb. A los 12 meses nuevamente no se obtuvieron concentraciones por encima del límite de detección en ambos sistemas para Cr y en la azotea verde para Co. En el invernadero, la concentración de Ni fue significativamente mayor ($g.l.= 3; p < 0.0001$) a las de Cd, Co y Pb, mientras que la concentración de Co fue diferente significativamente ($g.l.= 3; p < 0.0001$) a la de Cd. En la azotea verde, la concentración de Pb fue significativamente diferente ($g.l.= 3; p < 0.0001$) a la de Ni. Entre colectas, la concentración de Cd fue superior significativamente ($g.l.= 3; p < 0.0001$) a los 12 meses en la azotea verde con respecto a las otras. De igual forma la concentración de Pb a los 12 meses en la azotea verde también difirió significativamente ($g.l.= 3; p < 0.0001$) con las demás.

Para la raíz (Figura 11c), la concentración inicial de Cr fue significativamente superior ($g.l.= 3; p < 0.0001$) a las de Co, Ni y Pb y la concentración de Ni también fue mayor

significativamente ($g.l.= 3; p < 0.0001$) a las de Co y Pb; además, la concentración de Cr y la de Ni son significativamente mayores ($g.l.= 3; p < 0.0001$) con respecto a las encontradas en la parte aérea de la planta. A los seis meses en el invernadero, la concentración de Ni fue significativamente mayor ($g.l.= 3; p < 0.0001$) a las de Co y Pb; pero, la concentración de Pb fue significativamente mayor ($g.l.= 3; p < 0.0001$) a la encontrada en la parte aérea de la planta. En la azotea verde, no hubo diferencias significativas entre las concentraciones de los MPT, pero el Pb se concentró significativamente diferente ($g.l.= 2; p < 0.0001$) con respecto a la parte aérea de la planta. A los 12 meses, no hubo diferencias significativas entre la concentración de los MPT en el invernadero ni en la azotea verde; sin embargo, en la azotea verde la concentración de Pb fue mayor significativamente ($g.l.= 2; p < 0.0001$) en las raíces con respecto a la parte aérea de la planta. Para este órgano, la concentración inicial de Cr fue significativamente mayor ($g.l.= 4; p < 0.0001$) con respecto a las obtenidas a lo largo del estudio. La concentración de Ni inicial también fue significativamente superior ($g.l.= 4; p < 0.0001$) con respecto a las obtenidas después y la concentración obtenida en el invernadero a los seis meses fue significativamente diferente ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a las obtenidas a los 12 meses en ambos sistemas. Por último, la concentración de Pb en la azotea verde a los 12 meses fue significativamente diferente ($g.l.= 4; p < 0.0001$) a la inicial y a las del invernadero, mientras que la obtenida en la azotea verde a los seis meses difirió significativamente ($g.l.= 4; p < 0.0001$) con la inicial y la del invernadero a los 12 meses.



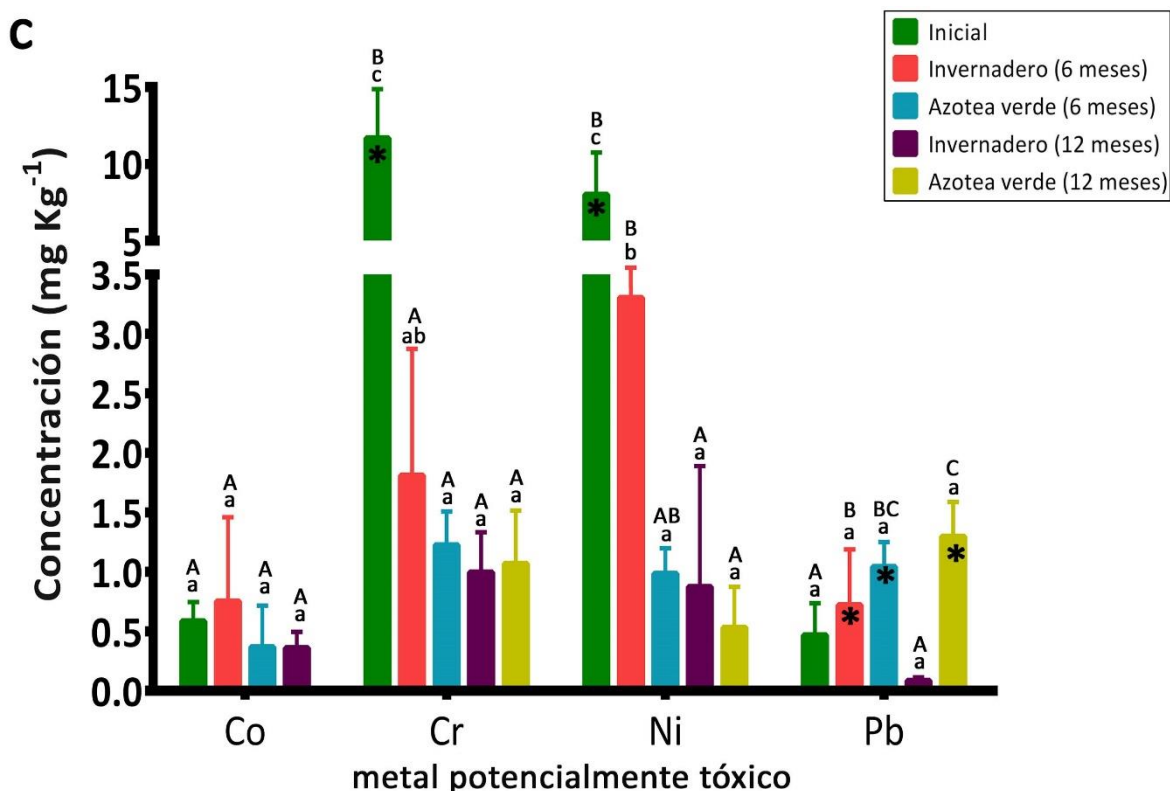


Figura 11. Concentración ($\bar{X} \pm d. e.$; $n=4$) de metales potencialmente tóxicos (mg Kg⁻¹) en (a) hojas, (b) tallos y (c) raíces de *Agave celsii*. Sólo se graficaron las concentraciones cuyo valor se encontró por arriba del límite de detección. Las letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas ($\alpha=0.05$) entre la captación de los cinco MPT en la misma colecta. Las letras mayúsculas diferentes representan diferencias significativas ($\alpha=0.05$) en la concentración de un solo metal en las diferentes colectas. Las barras con asteriscos indican que la concentración de ese metal fue significativamente mayor ($\alpha=0.05$) en ese órgano con respecto al resto de la planta.

6.4.4 Diferencia de la captación de metales potencialmente tóxicos entre especies

Al comparar estadísticamente las concentraciones por unidad de peso seco, se observaron algunos patrones de captación para Cd y Pb. Para Cd, en la azotea verde a los seis meses las hojas de *A. celsii* presentaron una captación significativamente superior ($g.l.= 9$; $p < 0.0001$) a las plantas de *O. robusta* y *O. tomentosa*, así como a los cladodios de *O. ficus-indica*; a los 12 meses fueron significativamente diferentes a todas las raíces de las especies de *Opuntia* y a la parte aérea de *O. tomentosa*. Para Pb, fue evidente para ambos sistemas a lo largo del estudio que las raíces de las cuatro especies captan significativamente ($g.l.= 9$;

$p < 0.0001$) más de este metal que en la parte aérea. Sin embargo, a los 12 meses en la azotea verde la parte aérea de *O. ficus-indica* tuvo una alta concentración de Pb que fue significativamente diferente ($g.l. = 9$; $p < 0.0001$) a las demás plantas analizadas.

Al comparar la masa total de cada MPT en los tejidos de cada especie, las plantas de *Opuntia* tienen una mayor cantidad de metal que las de *A. celsii*, debido a que son más grandes y por lo tanto tenían mayor peso seco. En los Anexos 4 al 7 se presenta la masa en miligramos por cada MPT en las cuatro especies de estudio en la colectas y sistemas. En Cd, Co (excepto masa de Co en *A. celsii*) y Pb se registró que la masa total de estos metales fue mayor a los 12 meses en las plantas de las cuatro especies que crecieron en la azotea verde con respecto a las plantas de las demás colectas (Figura 12). En *O. ficus-indica*, se encontró una mayor cantidad de Pb y Ni, seguida de Cd, Cr y Co. En *O. robusta*, la masa de Pb y Ni también fue la más alta, seguida por Co, Cd y Cr. En *O. tomentosa*, el contenido de Pb y Ni fue mayor y fue seguido por Co, Cd y Cr. En *A. celsii* los metales con mayor masa fueron Ni y Cr y en menor cantidad estuvieron Pb, Co y Cd.

En las especies de *Opuntia*, hay una mayor cantidad de Cd en los cladodios, debido a que este órgano tiene el mayor peso seco. En las plantas de *O. tomentosa* del invernadero y la azotea a los seis meses, el Cd sólo se encontró en las raíces siendo una cantidad baja debido al peso de este órgano, pero mayor que la de *O. robusta*. La masa del Cd en *A. celsii*, sólo se encontró en la parte aérea y en la azotea verde se observó que siguió captando conforme el paso del tiempo; por el contrario, en el invernadero disminuyó a los 12 meses. En el caso de Co, la mayor parte de la masa encontrada en las especies de *Opuntia* estuvo en el cladodio; mientras que en la azotea verde el contenido aumentó a los 12 meses, en el invernadero se mantuvieron niveles similares en las dos colectas. En *A. celsii* el contenido de Co aumentó en las plantas del invernadero, donde se vio una cantidad mayor en las hojas con respecto a las raíces; además, las raíces mantuvieron niveles similares de Co en los individuos de la colecta inicial, seis y 12 meses después. En contraste, la masa del Co disminuyó en la azotea verde y sólo se encontró en las raíces de las plantas colectadas seis meses después. El Cr es el metal que más diferencias entre la distribución y cantidad de masa presenta. En las tres especies de *Opuntia* que estaban en el invernadero, a los seis meses se observó una mayor cantidad de Cr en los cladodios, pero a los 12 meses éste disminuyó hasta que no fue detectable. En cambio, en la azotea verde a los 12 meses sólo se encontró en las raíces de las plantas. En *A. celsii*, la masa del Cr en las plantas del invernadero y la azotea verde aumentó a los 12 meses y fue mayor en las hojas comparado

con las raíces. Para el caso de Ni, en *O. ficus-indica* se encontró en mayor cantidad en los cladodios, sobretodo en la azotea verde a los 12 meses. En *O. robusta*, la masa fue menor porque en la azotea verde y a los 12 meses en el invernadero solo se encontró en las raíces. En *O. tomentosa*, en los primeros seis meses hubo niveles bajos de Ni, mientras que a los 12 meses la masa de este metal aumentó porque se encontró en los cladodios. En *A. celsii* a los seis meses se encontraba más Ni en las raíces, pero a los 12 meses la mayor masa de este metal estaba en las hojas. El contenido de Pb en las tres especies de *Opuntia* fue mayor en los cladodios, pero la masa de las raíces también fue mayor en comparación con los otros metales, sobre todo en la azotea verde donde, además, se obtuvo la mayor cantidad de Pb. En *A. celsii*, el contenido de Pb en hojas de todas las colectas, a excepción de la inicial, es similar al de las raíces.

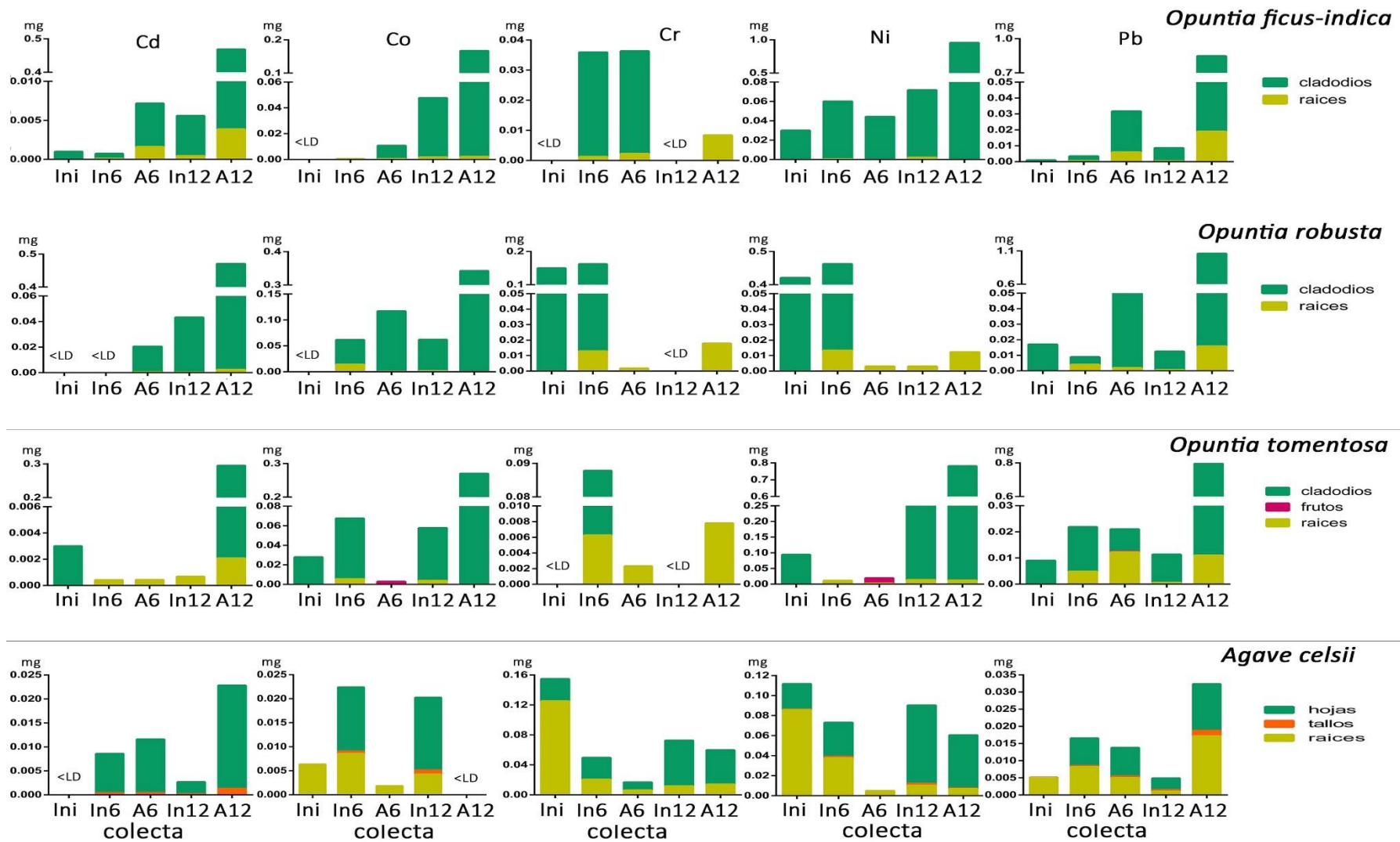


Figura 12. Masa promedio (mg) de Cd, Co, Cr, Ni y Pb contenida por el peso seco promedio obtenido en las plantas de las cuatro especies en las diferentes colectas realizadas. Se presentan las colectas: inicial (Ini), a los seis meses en el invernadero (In6), a los seis meses en la azotea verde (A6), a los 12 meses en el invernadero (In12) y a los 12 meses en la azotea verde (A12). En las colectas donde no se presentan barras, se debe a que los datos de concentración en todos los órganos de la planta estuvieron por debajo del límite de detección y no se pudo obtener la masa promedio del metal, por lo cual se indicó como <LD.

6.5 FACTOR DE BIOCONCENTRACIÓN

6.5.1 Seis meses

Todos los FBC calculados fueron menores a 1, lo cual indica que las plantas tendieron a excluir los MPT presentes en el suelo de sus tejidos, excepto en las plantas del invernadero de *A. celsii* (Tabla 12). El FBC no pudo ser calculado para Cd en *O. robusta* debido a que los datos estaban por debajo del límite de detección. En las tres especies de *Opuntia*, los FBC más altos se presentaron para Cd en ambos sistemas y Co en el invernadero, ya que estos tienen valores en décimas. En las plantas del invernadero de *A. celsii* se obtuvo un FBC de 2.1 para Cd, indicando que hubo una acumulación del metal; aunque esto no se observó en la azotea verde o con otros MPT.

Tabla 12. Factor de bioconcentración de las especies en el invernadero (I) y la azotea verde (AV) a los seis meses.

| Metal | <i>Opuntia ficus-indica</i> | | <i>Opuntia robusta</i> | | <i>Opuntia tomentosa</i> | | <i>Agave celsii</i> | |
|----------------|-----------------------------|------|------------------------|------|--------------------------|------|---------------------|------|
| | I | AV | I | AV | I | AV | I | AV |
| | Cadmio | 0.5 | 0.3 | - | 0.2 | 0.4 | 0.1 | 2.1 |
| Cobalto | 0.1 | 0.02 | 0.3 | 0.04 | 0.3 | 0.02 | 0.3 | 0.02 |
| Cromo | 0.02 | 0.01 | 0.02 | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.02 | 0.02 |
| Níquel | 0.02 | 0.03 | 0.04 | 0.06 | 0.02 | 0.08 | 0.04 | 0.04 |
| Plomo | 0.07 | 0.02 | 0.07 | 0.02 | 0.1 | 0.04 | 0.1 | 0.01 |

6.5.2 Doce meses

Los FBC más altos fueron de Cd y Co donde hay valores en décimas; para este periodo no fue posible calcular los FBC para Co en *A. celsii* de la azotea verde y para Cr del invernadero en las tres especies de *Opuntia* (Tabla 13). Para *O. ficus-indica* hubo un FBC de 1 para Cd en las plantas del invernadero, lo cual significa que hubo una relación lineal entre la cantidad de metal en la planta y en el sustrato. En *O. robusta*, el FBC calculado para Cd en el invernadero fue de 2.7, sugiriendo que empezó a haber una acumulación de este metal. Por el contrario, en *A. celsii* el FBC para Cd en el invernadero bajo a 0.6 (FBC= 2.1 a los seis meses), indicando que durante este periodo ya no hubo una captación del metal.

Tabla 13. Factor de bioconcentración de las especies en el invernadero (I) y la azotea verde (AV) a los 12 meses.

| Metal | <i>Opuntia ficus-indica</i> | | <i>Opuntia robusta</i> | | <i>Opuntia tomentosa</i> | | <i>Agave celsii</i> | |
|----------------|-----------------------------|------|------------------------|------|--------------------------|------|---------------------|------|
| | I | AV | I | AV | I | AV | I | AV |
| | Cadmio | 1 | 0.5 | 2.7 | 0.3 | 0.5 | 0.2 | 0.6 |
| Cobalto | 0.1 | 0.3 | 0.1 | 0.2 | 0.1 | 0.2 | 0.1 | - |
| Cromo | - | 0.01 | - | 0.02 | - | 0.01 | 0.02 | 0.02 |
| Níquel | 0.02 | 0.04 | 0.01 | 0.03 | 0.03 | 0.05 | 0.03 | 0.06 |
| Plomo | 0.02 | 0.02 | 0.04 | 0.01 | 0.02 | 0.01 | 0.04 | 0.01 |

6.6 FACTOR DE TRASLOCACIÓN

6.6.1 Seis meses

Para *O. ficus-indica*, el FT para Ni en el invernadero fue de 3.3, indicando que la mayor parte de este metal se encontró en la parte aérea (Tabla 14). No se pudieron calcular los FT para Co en el invernadero y Ni en la azotea verde debido a que las concentraciones eran menores al límite de detección en cladodios y raíces, respectivamente. Para *O. robusta* los FT más altos fueron de Cr (FT= 1.1) y Ni (FT= 3.2) en el invernadero, sugiriendo que hay una movilidad de estos metales a la parte aérea. En esta especie, no se pudieron calcular los FT para Cd en el invernadero porque no se presentaron concentraciones por encima del límite de detección en la planta, así como Cr y Ni en la azotea verde por falta de concentración de los cladodios. En *O. tomentosa* no se obtuvieron los FT para Cd y Ni debido a que sólo se cuenta con concentraciones para sus raíces, tampoco para Cd y Cr en la azotea verde por sólo tener concentraciones para sus raíces y en Co sólo se obtuvo la concentración de los frutos. Por otro lado, solamente para Ni en la azotea verde se obtuvo un FT de 1.6 que indica la movilidad del metal captado a la parte aérea. En *A. celsii* no se obtuvieron FT para Cd ya que la concentración de las raíces estuvo por debajo del límite de detección. Además, tampoco se calcularon los FT para Co y Ni en la azotea verde por falta de concentraciones para la parte aérea. En esta especie el único factor por encima de 1 fue Co en el invernadero (FT= 1.1) sugiriendo la movilidad de este metal a la parte aérea.

Tabla 14. Factor de traslocación de las especies en el invernadero (I) y la azotea verde (AV) a los seis meses. Los espacios marcados con guion indica que no se pudo calcular el coeficiente porque alguna de las concentraciones o ambas se encontraban por debajo del límite de detección.

| Metal | <i>Opuntia ficus-indica</i> | | <i>Opuntia robusta</i> | | <i>Opuntia tomentosa</i> | | <i>Agave celsii</i> | |
|----------------|-----------------------------|-----|------------------------|-----|--------------------------|------|---------------------|-----|
| | I | AV | I | AV | I | AV | I | AV |
| Cadmio | 0.3 | 0.2 | - | 0.2 | - | - | - | - |
| Cobalto | - | 0.9 | 0.3 | 1.2 | 0.3 | - | 1.1 | - |
| Cromo | 0.9 | 0.8 | 1.1 | - | 0.4 | - | 0.5 | 0.5 |
| Níquel | 3.3 | - | 3.2 | - | - | 1.6 | 0.7 | - |
| Plomo | 0.2 | 0.2 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.01 | 0.7 | 0.8 |

6.6.2 Doce meses

Los FT calculados luego de un año tuvieron una mayor variación en comparación con los obtenidos a los seis meses porque hubo más valores mayores a 1, lo cual significa que hubo una mayor movilidad en la parte aérea (Tabla 15). Para ninguna de las tres especies de *Opuntia* se calcularon los FT para Cr, debido a que todas las concentraciones de las plantas en el invernadero y las de la parte aérea en la azotea verde estaban por debajo del límite de detección. En *O. ficus-indica*, el FT de Cd aumentó de 0.2 a 2 en la azotea verde indicando que hubo una mayor cantidad en la parte aérea. El FT calculado para Co en la azotea verde también aumentó siendo de 2.1 (FT= 0.9 a los seis meses), lo cual también indica una mayor cantidad de metal en la parte aérea. El FT de Ni en el invernadero fue de 1.7 indicando una movilidad a la parte aérea, aunque disminuyó con respecto al obtenido a los seis meses (FT= 3.3). El FT de Pb en el invernadero fue de 1, lo cual significa que hubo una relación lineal entre la concentración de las raíces y la parte aérea. En el caso de *O. robusta*, los FT de Cd en ambos sistemas (FT= 3.1 en invernadero y 2.1 en azotea verde) indican que hubo una movilidad de este metal a la parte aérea. Para Co en la azotea verde no se pudo calcular el FT porque la concentración de las raíces estuvo por debajo del límite de detección, lo cual refuerza la idea de una movilidad hacia la parte aérea (FT= 1.2 a los seis meses). Para Ni no se calcularon los FT ya que las concentraciones en la parte aérea estuvieron por debajo del límite de detección. Para *O. tomentosa*, el FT de Cd en la azotea verde fue de 1.8, indicando también una movilidad en la parte aérea. No se obtuvieron coeficientes para Cd en el invernadero y Co en la azotea verde debido a que no se tenían concentraciones para hojas y raíces, respectivamente. Para *A. celsii*, nuevamente no se calcularon los FT para Cd porque

no se tenían concentraciones por encima del límite de detección para las raíces; además tampoco se obtuvo el FT de Co en la azotea verde ya que no había concentraciones por encima del límite de detección para la planta. Los FT de Co, Cr, Ni y Pb fueron mayores a 1, lo que indica que hay una mayor movilidad y captación en la parte aérea.

Tabla 15. Factor de traslocación de las especies en el invernadero (I) y la azotea verde (AV) a los 12 meses. Los espacios marcados con guion indica que no se pudo calcular el coeficiente porque alguna de las concentraciones o ambas se encontraban por debajo del límite de detección.

| Metal | <i>Opuntia ficus-indica</i> | | <i>Opuntia robusta</i> | | <i>Opuntia tomentosa</i> | | <i>Agave celsii</i> | |
|----------------|-----------------------------|-----|------------------------|-----|--------------------------|-----|---------------------|-----|
| | I | AV | I | AV | I | AV | I | AV |
| Cadmio | 0.4 | 2 | 3.1 | 2.1 | - | 1.8 | - | - |
| Cobalto | 0.8 | 1.2 | 0.9 | - | 0.4 | - | 2.7 | - |
| Cromo | - | - | - | - | - | - | 1.8 | 1.5 |
| Níquel | 1.7 | - | - | - | 0.6 | 0.8 | 4.1 | 4.3 |
| Plomo | 1 | 0.7 | 0.5 | 0.7 | 0.6 | 0.9 | 4.2 | 1.1 |

7 DISCUSIÓN

7.1 ESTABLECIMIENTO DE LAS ESPECIES EN LA AZOTEA VERDE

Por las condiciones climáticas registradas en el estudio, en la azotea verde se distinguieron dos temporadas del año que concuerdan con las descritas para la Ciudad de México. La primera es la seca que va de noviembre a abril y la segunda es de lluvias que comprende de mayo a octubre (Jáuregui-Ostos, 2000; Vallejo et al., 2003). La importancia de estas estaciones es, en primer lugar, que influyen en la deposición de los contaminantes atmosféricos. En el periodo de lluvias se remueve la mayor cantidad de partículas suspendidas y se depositan en el suelo (Bautista-Olivas et al., 2017); esto pudo haber influenciado la captación de Cd y Pb, de los cuales se tuvieron concentraciones altas en la azotea verde a los 12 meses. Las condiciones climáticas también están involucradas en el correcto establecimiento de las plantas en la azotea verde. El crecimiento de *A. celsii*, *O. ficus-indica*, *O. robusta* y *O. tomentosa*, medido por el peso seco, aumentó con el tiempo indicando que las especies se pudieron establecer de manera adecuada en la azotea verde. En general las condiciones ideales para el desarrollo de los dos géneros están en un rango de temperatura de 15 a 26°C, con máximas de hasta 50°C y mínimas de -6°C, además de una precipitación anual de 400 a 500 mm (Inglese et al., 2018; Vázquez-Alvarado et al., 2011). Estos parámetros se encuentran dentro de los rangos de temperatura media anual y precipitación anual de la Ciudad de México, que son respectivamente, de 15°C a 16°C y de 400 mm hasta 1200 mm en la parte sur de la ciudad (Jáuregui-Ostos, 2000; Magaña et al., 2003). Con base en lo anterior, podemos sugerir que las cuatro especies son idóneas para que sean plantadas en una azotea verde en condiciones climáticas similares. Sin embargo, para complementar la información y asegurar el éxito del establecimiento en diferentes zonas, se necesitan evaluar otras condiciones adicionales como la velocidad del viento, la intensidad de la lluvia y la radiación solar (Cascone, 2019).

7.2 CONCENTRACIÓN DE METALES EN EL SUELO Y AGUA

La concentración total de los cinco MPT que se obtuvieron en el suelo aumentó a lo largo del estudio (Tabla 11), pero no rebasaron los valores críticos reportados en la literatura para considerar que el sustrato está contaminado (Tabla 1). De igual manera las concentraciones de Cd, Cr, Ni y Pb no rebasaron los límites permitidos (37 mg Kg⁻¹ Cd, 280 mg Kg⁻¹ Cr, 1600 mg Kg⁻¹ Ni y 400 mg Kg⁻¹ Pb) en suelos de uso agrícola, residencial o comercial que establece la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (SEMARNAT, 2007). Las concentraciones de Co tampoco rebasaron el límite permisible de 900 mg Kg⁻¹ establecido por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA, 2004). Por ello, se puede sugerir que el sustrato utilizado en la instalación de la azotea verde y el invernadero no estaba contaminado, pero no se puede asegurar debido a que no se sabe el origen de éste y el contenido de MPT en su material parental. En el invernadero la concentración de Cd y Pb disminuyó con respecto a la inicial, lo cual significaría que no hubo una fuente de estos metales. En este sistema también hubo una concentración mayor de Cr ($p < 0.0001$) y Ni con respecto a la azotea verde, cuyas fuentes son desconocidas, pero podría tratarse de una adición de estos metales por el agua potable o el polvo del lugar que pueda atravesar la malla de filtración del sistema de aire. En la azotea verde hubo un incremento de Pb significativamente mayor a la del invernadero ($p < 0.0001$), cuya entrada principal puede ser la deposición atmosférica del metal, ya que se ha reportado un enriquecimiento de este metal en las capas superiores del suelo en Ciudad Universitaria asociado a partículas liberadas por el tránsito vehicular (Morton-Bermea et al., 2009). Aunque sólo se obtuvieron concentraciones de Ni y Pb en la muestra inicial de agua pluvial, no se debe descartar al agua como una posible fuente de metales, sobre todo cuando hay otros estudios donde se ha visto su presencia en las azoteas verdes de Ciudad Universitaria por esta fuente (Arellano-Leyva, 2012).

El pH del suelo del invernadero se encontró en un intervalo de 5.2 a 6.2 y en la azotea verde de 5.2 a 6.8, lo cual pudo influenciar la disponibilidad de MPT para las plantas. Cuando el pH es ácido hay una mayor competencia entre los iones metálicos y los iones H⁺ por los sitios de intercambio catiónico del suelo (Mancilla-Villa et al., 2012). Sin embargo, a medida que el pH alcanza valores por encima de 6.5 la disponibilidad de metales disminuye porque hay menos iones H⁺ y los iones metálicos se unen en mayor cantidad a las partículas del suelo (Dudka y Miller, 1999; Kim et al., 2015). Como la disponibilidad de los metales también depende de otras características del suelo, de la especie del metal y de los complejos suelo-

metal que se formen (Alloway y Trevors, 2013), no se puede asegurar la biodisponibilidad de los metales sin hacer los estudios de fraccionamiento pertinentes. Por ello, la concentración total de metales en el suelo y su pH sólo nos dan un indicio de la cantidad de metales que pudieron ser incorporados en ambos sistemas.

7.3 CAPTACIÓN DE METALES EN LAS PLANTAS

Las concentraciones de cada uno de los MPT encontradas en las especies estudiadas (Anexos 1, 2 y 3), se localizan dentro del intervalo de concentración que una planta, no hiperacumuladora, puede acumular sin presentar síntomas de toxicidad según lo referido por Alloway y Trevors (2013) (Tabla 4). En general para las cuatro especies no se observaron diferencias entre la concentración de Co, Cr y Ni en las plantas de la azotea verde en comparación de las del invernadero. En el caso de Cd y Pb, los niveles de estos metales en la azotea verde en las cuatro especies difirieron significativamente a las concentraciones encontradas en el invernadero; esto coincide con el aumento de estos metales solamente en el sustrato de la azotea verde, sugiriendo que entre más concentración de estos metales haya en el sustrato habrá una mayor captación. Con la comparación entre sistemas, podemos observar que la captación de los MPT no se vio afectada por las condiciones climáticas a las que están expuestas las plantas de la azotea verde.

Los FBC calculados para las plantas fueron menores a 1 (Tablas 12 y 13), con excepción de los factores para Cd en el invernadero de *A. celsii* en a los seis meses (FBC= 2.1), *O. ficus-indica* (FBC= 1) y *O. robusta* (FBC= 2.7) a los 12 meses. Con estos valores se piensa que las plantas excluyeron la mayor parte de la concentración de los MPT de sus tejidos, es decir, son plantas de tipo excluyente. No podemos asegurar la exclusión total debido a que hubo concentraciones por arriba del límite de detección para los MPT y, por lo tanto, una captación de los cinco MPT. Tampoco se puede conocer el porcentaje del metal biodisponible en el suelo que captaron las plantas ya que no se obtuvo este parámetro; sin embargo, se puede sugerir que ninguna de las especies tiene mecanismos que ayuden a movilizar los metales del suelo para absorberlos como lo hacen algunas plantas hiperacumuladoras (Li et al., 2011), sino los FBC hubieran sido mayores a 1 independientemente de la disponibilidad de MPT en el suelo. Además, la captación se sustenta por el aumento de cada uno de los MPT en los diferentes muestreos con respecto a las concentraciones iniciales, sobretodo de Cd y Pb en la azotea verde después de 12

meses. Aunque, se presentaron algunos casos donde la concentración de los MPT aumentó a los seis meses y luego disminuyó posteriormente, pero no hubo diferencias significativas entre la concentración; a excepción de las raíces de *O. ficus-indica* y *O. tomentosa*, donde el Pb fue mayor ($p < 0.0001$), y en las raíces de *A. celsii* donde el Ni fue diferente ($p > 0.0001$). La causa probable de la disminución de Cd, Cr o Pb es que las plantas ya no absorbieron la misma cantidad de estos metales, por lo tanto, y aunado a su crecimiento, esto puede deberse a un efecto de dilución en los tejidos; además pudo existir una redistribución del metal en los tejidos vegetales nuevos por el crecimiento de las plantas (Dudka y Miller, 1999; Hu et al., 2019). Para el caso de Co y Ni otra causa, aparte de su redistribución, es su utilización. El Co tiene varias funciones en las plantas, puede reducir el estrés salino, osmótico y el causado por otros metales; ayuda en la fijación del nitrógeno y puede incrementar la absorción de otros micronutrientes (Akeel y Jahan, 2020). El Ni forma parte de la enzima ureasa, esencial en la fijación del nitrógeno ya que cataliza la urea en amoníaco y CO_2 (Yusuf et al., 2011). Estas variaciones no pueden ser explicadas como consecuencia de una pérdida causada por algún proceso de expulsión, como la fitodegradación o fitovolatilización, ya que los metales no pueden descomponerse y los únicos metales que pueden ser liberados por el segundo proceso son el As, Hg y Se (Elkiran, 2016).

Por otra parte, se examinó la posibilidad de una retención preferencial de alguno de los MPT en un órgano particular. La mayoría de los FT fueron menores a 1 a los seis meses (Tabla 14). Esto indica que los MPT captados fueron retenidos en la raíz; sin embargo, en la mayoría de los casos no hubo diferencias significativas entre la parte aérea y las raíces de las plantas. Las únicas excepciones fueron: Cd y Pb (azotea verde) de *O. ficus-indica*, Co (invernadero) y Pb (azotea verde) de *O. robusta*, Co (invernadero) y Pb (ambos sistemas) de *O. tomentosa*; en estas muestras se vio una diferencia significativa entre la captación de las raíces y el FT fue menor a 1. Para Ni, se obtuvieron tres FT mayores a 1 para *O. ficus-indica* (invernadero; FT= 3.3), *O. robusta* (invernadero; FT= 3.2) y *O. tomentosa* (azotea verde; FT= 1.6), pero sólo para *O. robusta* este se complementa con el análisis estadístico. A los 12 meses hubo una mayor variación en los FT (Tabla 15), sobretodo en *A. celsii*, donde todos los valores fueron mayores a 1. Esto sugiere que el aumento de la captación de los MPT hizo que se empezaran a movilizar hacia la parte aérea, aunque en la mayoría de estos casos tampoco hubo diferencias significativas entre las concentraciones. La única excepción fue la concentración de Cd en *O. ficus-indica* (azotea verde), donde el FT fue mayor a 1 y la

concentración de la parte aérea fue mayor significativamente a la de las raíces. Se ha reportado para todos los MPT analizados que su entrada principal a las plantas es por las raíces. El Cd tiende a transportarse vía apoplástica, por lo cual la entrada al cilindro vascular está limitada por la endodermis y queda retenido en las capas exteriores de la raíz (Seregin y Kozhevnikova, 2006). La principal entrada del Co también es por la raíz, aunque su mecanismo de transporte no está claro, tiene una baja movilidad y generalmente sólo va hacia los tallos (Li et al., 2009). El Cr también tiene una baja movilidad por la formación de compuestos insolubles en la raíz, pero cuando se transporta tiende a acumularse principalmente en hojas y frutos (Shahid et al., 2017; Singh et al., 2013). El Ni entra principalmente por la raíz, pero es utilizado en varias partes de la planta, por ello la mitad de éste se transporta de forma pasiva o activa a través del xilema y el floema hacia las hojas y semillas (Rodríguez-Jiménez et al., 2016); esto explicaría porque es un metal que se encuentra en cantidades similares en la parte aérea. Por el contrario, en el caso del Pb las plantas tienen la capacidad de restringir, casi en su totalidad, su traslocación a la parte aérea; en las raíces entra vía apoplástica y se deposita en la pared celular, quedando unido fuertemente a los ácidos galacturónico y glucurónico (Sharma y Dubey, 2005). Por otro lado, las plantas con un sistema radicular amplio y con gran producción de biomasa, pueden acumular en las raíces y limitar la movilización de metales como Cd, Cr y Pb (Elkiran, 2016).

Las concentraciones de Cd, Co, Cr y Pb más altas en la parte aérea y los FT mayores a 1 pueden ser explicados en primer lugar por la morfología foliar, ya que se ha reportado que características como su rugosidad o las capas de cera son factores para que haya una mayor retención de metales en la parte aérea (Baraldi et al., 2019). También es posible la entrada de estos metales por los estomas. Por ejemplo, se sabe que cuando el Pb está presente en grandes cantidades en la parte aérea de una planta, el metal entra en forma de polvo o partículas finas directamente por los estomas (Zitka et al., 2013). Sin embargo, al tener un metabolismo CAM, se debe considerar que los estomas permanecen cerrados durante el día y por lo tanto la entrada de las partículas metálicas está limitada a su tiempo de apertura (Baraldi et al., 2019). En el caso del género *Opuntia*, se encuentran muy pocos estomas en la epidermis, en comparación con otros géneros de plantas no suculentas, y se encuentran ligeramente hundidos con respecto a la epidermis (Eggle, 1984; Silva et al., 2001), lo cual indicaría que la parte aérea tiene un menor contacto con su ambiente, pero que pueden quedar retenidos en las hendiduras estomáticas y entrar por la noche. En el género *Agave* los estomas se presentan en ambos lados de las hojas y en mayor cantidad en la superficie

adaxial que en la superficie abaxial (Hernández Valencia, 2005; Sosa del Castillo et al., 2014), sugiriendo que en este género la parte aérea también sería un sitio de entrada importante para los MPT suspendidos en el aire; esto también puede ser la causa de que los FT a los 12 meses sean mayores a 1 para todos los MPT. Debido a los FT y a las diferencias en las concentraciones, se sugiere que el Co, Cr y Ni no tienen un órgano vegetal específico de retención en las cuatro especies analizadas. Se considera que el Pb en las especies de *Opuntia* se capta y se retiene principalmente en las raíces, mientras que las concentraciones de los otros MPT en la parte aérea se deben principalmente a su movilización; esto último se sugiere por las características morfológicas de las plantas y la forma de entrada de los MPT. En *A. celsii*, la captación de MPT por los estomas también es una causa probable para la alta concentración de Cd y Pb en las hojas; aunque en el caso de Cd, la diferencia entre la concentración de la raíz y la parte aérea podría indicar que hay una traslocación casi total desde la raíz, pero la causa del transporte y su mecanismo son desconocidos.

Entre especies se encontró que en las hojas de *A. celsii* se puede captar y retener más Cd por Kg PS⁻¹ que las plantas de *Opuntia*; pero, al comparar la masa total en miligramos de éste y los otros MPT, las plantas de *Opuntia* tuvieron un mayor contenido debido a que tuvieron una biomasa mayor. Las tres especies de *Opuntia* pueden crecer hasta 3 m de altura (Bravo-Hollis, 1978) y *A. celsii* puede superar el metro de altura (Eguiarte y Scheinvar, 2008). Esto sugiere que podrían retener una mayor cantidad de metales como Cd, Co o Pb, los cuales presentaron valores de masa más altos después 12 meses y la concentración también fue mayor. Además de ser plantas más grandes, la parte aérea fue la que presentó un mayor peso seco y un mayor contenido (mg) de los cinco MPT. En conjunto con los FT mayores a 1 obtenidos en *O. ficus-indica* (Ni), *O. robusta* (Cd y Ni) y *O. tomentosa* (Cd) se sustenta que hubo una traslocación de estos MPT a la parte aérea. Sin embargo, en algunos casos la masa de los MPT en la parte aérea contradice la información de FT ya que los valores obtenidos indicarían la retención de los metales en las raíces. Lo más probable en este caso es que, al ser una aproximado de la masa total de los MPT y como la masa de los cladodios es mucho mayor, la cantidad de metal que los cladodios contengan sea menor y no necesariamente que haya una traslocación importante de metales hacia la parte aérea. En el caso de *A. celsii* el contenido de los cinco MPT es más alto en las hojas y en conjunto con lo discutido anteriormente, se piensa que en esta especie se tiende a traslocar a la parte aérea (hojas y tallos) el Cd, Co, Cr y Ni que capta, mientras que el Pb se encuentra en cantidades similares tanto en hojas como raíces entrando por estos dos órganos.

Considerando sólo a los resultados de la azotea verde, no todas las concentraciones obtenidas al finalizar el estudio fueron las más altas. Aunado a las causas anteriormente referidas, a los 12 meses la diversidad vegetal de la azotea verde aumentó por la temporada de lluvias. Para esta azotea verde, se ha reportado que en esa temporada pueden emerger un aproximado de 55 especies diferentes, pertenecientes a 20 familias (Espinoza-Hernández, 2021); de éstas, varias tienen reportes donde se les describe como acumuladoras de MPT. Entre estas herbáceas está *Taraxacum officinale* (Asteraceae) puede acumular Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn y es usada como bioindicador de contaminación (Bini et al., 2012; Królak, 2003; Radulescu et al., 2013); *Ipomea carnea* (Convolvulaceae) puede acumular y tolerar grandes concentraciones de Cd, Cr, Cu y Pb (Kandowanko et al., 2019; Kavitha y Jegadeesan, 2014); *Euphorbia hirta* (Euphorbiaceae) acumula grandes concentraciones de Hg sin efectos adversos visibles (Puzon et al., 2015); *Oenothera rosea* (Onagraceae) acumula Cd, Cu, Ni, Pb y Zn sobretodo en raíces (Irshad et al., 2015); *Oxalis corniculata* (Oxalidaceae) puede acumular Pb (Wu et al., 2005); en *Piper auritum* (Piperaceae) se ha encontrado Cu (Hernández-Colorado et al., 2012) y *Bouvardia ternifolia* (Rubiaceae) acumula Cd, Cu, Pb y Zn (González y González-Chávez, 2006). Además, hay especies no identificadas de los géneros *Acalypha* (Euphorbiaceae), *Rumex* (Polygonaceae) y *Portulaca* (Portulacaceae) dentro de los cuales hay herbáceas capaces de acumular As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni y Pb (Negi, 2018; Ramanlal et al., 2020; Sarma et al., 2012; Ullah et al., 2019). La emergencia de las plantas anuales pudo provocar los cambios de las concentraciones de algunos MPT en las especies estudiadas. Esto debido a que pudieron captar los metales biodisponibles del suelo y también, cuando hay varias plantas con diferente capacidad de acumulación, la mezcla de sus exudados radicales puede aumentar o disminuir la captación de metales de todas las plantas (Bian et al., 2018; Hu et al., 2013; Li et al., 2019). Por ello, al contemplar a la azotea verde como una comunidad, durante la época seca las especies sembradas en este trabajo serían las principales captadoras de los MPT depositados. En la época de lluvia, que es la temporada donde podrían acumularse los MPT en mayor cantidad, la emergencia de plantas anuales aumentaría la captura de éstos.

Por otra parte, las concentraciones de MPT y los FB obtenidos en la azotea verde se compararon con otras de estudios publicados (Tablas 16 y 17). Las concentraciones de Cd, Cr y Pb fueron menores en las especies analizadas en comparación con las descritas para *O. ficus-indica*, *O. lassiakantha* y *N. cochenillifera* (Cactaceae) que crecían en sustratos con concentraciones variables de metal (Adki et al., 2013; El Hayek et al., 2017; Santos-Jallath

et al., 2012). Sin embargo, la concentración de Cd en la parte aérea de *A. celsii* fue mayor a la reportada para *O. lassiakantha*. Aunque las cactáceas reportadas en la literatura tenían un mayor contenido de MPT, los FBC las ubican como plantas excluyentes. Además, los FBC de Cd en *A. celsii* y *O. ficus-indica* son mayores que en *O. lassiakantha*, sugiriendo que hay una mayor captación de este metal en las especies estudiadas en este trabajo. Para Co y Ni, no se encontraron trabajos que evaluaran su acumulación en el género *Opuntia* o *Agave*; pero, se hallaron reportados en un trabajo sobre *Echeveria gigantea* (Crassulaceae), que se estableció en una azotea verde extensiva (Hernández-Rojas, 2017). En comparación, las concentraciones de Cd, Cr y Pb en *E. gigantea* fueron menores a su límite de detección, lo cual posiciona a las plantas analizadas en este trabajo como mejores captadoras de Cd, Cr (sólo las raíces) y Pb, la captación de Co se da en concentraciones similares y *E. gigantea* es mejor captadora de Ni (Tabla 16). Con esta información, podemos reforzar que *A. celsii* y las tres especies de *Opuntia* son de tipo excluyente; pero, si las concentraciones de los MPT aumentan en el sustrato de la azotea verde entonces también podrían aumentar en los tejidos vegetales, manteniendo la tendencia a la exclusión y la retención de MPT en la raíz, a excepción de Cd en *A. celsii* que se considera tiende a movilizarse a la parte aérea. Las plantas de la azotea verde también pueden ser fitoestabilizadoras, ya que éstas tienen dos funciones principales en la fitoestablización: ayudar a la estabilización del metal acumulándolo en sus raíces o zona radicular y proteger la erosión del suelo por agua y viento, así como de reducir los escurrimientos que arrastran los contaminantes (Vassilev et al., 2004). Las cuatro especies al ser instaladas en las azoteas verdes pueden cumplir estos propósitos, ya que retienen la mayor concentración de metales en sus raíces y al estar presentes todo el año pueden prevenir que el polvo que se deposite en la azotea regrese al aire.

Tabla 16. Concentración de metales potencialmente tóxicos (mg Kg⁻¹) en las plantas de la azotea verde y las reportadas en la literatura (subrayados). ⁽¹⁾ concentración de metal a los seis meses en este trabajo, ⁽²⁾ concentración de los 12 meses en este trabajo y ⁽³⁾ rango de concentración de cladodios jóvenes a cladodios maduros.

| Metal | Especie | Concentración (mg Kg ⁻¹) | |
|-----------|--|--------------------------------------|--------------------------------------|
| | | Parte aérea | Raíces |
| Cd | <i>Agave celsii</i> | 0.95 ¹ -1.59 ² | <LD ^{1,2} |
| | <i>Opuntia ficus indica</i> | 0.12 ¹ -0.91 ² | 0.54 ¹ -0.45 ² |
| | <i>Opuntia robusta</i> | 0.06 ¹ -0.55 ² | 0.35 ¹ -0.26 ² |
| | <i>Opuntia tomentosa</i> | <LD ¹ -0.36 ² | 0.22 ¹ -0.2 ² |
| | <u><i>Opuntia lassiakantha</i> (Santos-Jallath et al., 2012)</u> | <u>0.30</u> | <u>11.68</u> |
| Co | <i>Agave celsii</i> | <LD ^{1,2} | 0.37 ¹ -<LD ² |
| | <i>Opuntia ficus indica</i> | 0.17 ¹ -0.32 ² | 0.2 ¹ -0.26 ² |
| | <i>Opuntia robusta</i> | 0.34 ¹ -0.4 ² | 0.29 ¹ -<LD ² |
| | <i>Opuntia tomentosa</i> | 0.32 ¹ -0.33 ² | <LD ^{1,2} |
| | <u><i>Echeveria qiqantea</i> (Hernández-Rojas, 2017)</u> | <u>0.31</u> | <u>0.33</u> |
| Cr | <i>Agave celsii</i> | 0.59 ¹ -1.62 ² | 1.2 ¹ -1.07 ² |
| | <i>Opuntia ficus indica</i> | 0.57 ¹ -<LD ² | 0.75 ¹ -0.98 ² |
| | <i>Opuntia robusta</i> | <LD ^{1,2} | 1.38 ¹ -1.88 ² |
| | <i>Opuntia tomentosa</i> | <LD ^{1,2} | 1.16 ¹ -0.75 ² |
| | <u><i>Nopalea cochenillifera</i> (Adki et al., 2013)</u> | <u>705.7</u> | <u>25 263.4</u> |
| Ni | <i>Agave celsii</i> | <LD ¹ -2.24 ² | 0.99 ¹ -0.53 ² |
| | <i>Opuntia ficus indica</i> | 0.74 ¹ -1.86 ² | <LD ^{1,2} |
| | <i>Opuntia robusta</i> | <LD ^{1,2} | 2.36 ¹ -1.3 ² |
| | <i>Opuntia tomentosa</i> | 1.89 ¹ -0.94 ² | 1.16 ¹ -1.17 ² |
| | <u><i>Echeveria qiqantea</i> (Hernández-Rojas, 2017)</u> | <u>3.52</u> | <u>1.55</u> |
| Pb | <i>Agave celsii</i> | 0.79 ¹ -1.42 ² | 1 ¹ -1.3 ² |
| | <i>Opuntia ficus indica</i> | 0.43 ¹ -1.61 ² | 1.99 ¹ -2.2 ² |
| | <i>Opuntia robusta</i> | 0.14 ¹ -1.22 ² | 1.47 ¹ -1.66 ² |
| | <i>Opuntia tomentosa</i> | 0.07 ¹ -0.96 ² | 6.15 ¹ -1.06 ² |
| | <u><i>Opuntia ficus-indica</i> (El Hayek et al., 2017)</u> | <u>4.7-39.5³</u> | <u>13.2</u> |
| | <u><i>Opuntia lassiakantha</i> (Santos-Jallath et al., 2012)</u> | <u>23.96</u> | <u>36.13</u> |

LD= Límite de detección.

Tabla 17. Factores en bioconcentración en las plantas de la azotea verde y las reportadas en la literatura (subrayadas). (¹) FBC (²) FBC a los seis y 12 meses en este trabajo.

| Metal | Especie | Factor de bioconcentración |
|--------------|--|--------------------------------------|
| Cd | <i>Agave celsii</i> | 0.4 ¹ -0.6 ² |
| | <i>Opuntia ficus indica</i> | 0.3 ¹ -0.5 ² |
| | <i>Opuntia robusta</i> | 0.2 ¹ -0.3 ² |
| | <i>Opuntia tomentosa</i> | 0.1 ¹ -0.2 ² |
| | <u><i>Opuntia lassiacantha</i> (Santos-Jallath et al., 2012)</u> | 0.4 |
| Cr | <i>Agave celsii</i> | 0.02 ^{1,2} |
| | <i>Opuntia ficus indica</i> | 0.01 ^{1,2} |
| | <i>Opuntia robusta</i> | 0.01 ¹ -0.02 ² |
| | <i>Opuntia tomentosa</i> | 0.01 ^{1,2} |
| | <u><i>Nopalea cochenillifera</i> (Adki et al., 2013)</u> | 0.1 |
| Pb | <i>Agave celsii</i> | 0.01 ^{1,2} |
| | <i>Opuntia ficus indica</i> | 0.02 ^{1,2} |
| | <i>Opuntia robusta</i> | 0.02 ¹ -0.01 ² |
| | <i>Opuntia tomentosa</i> | 0.04 ¹ -0.01 ² |
| | <u><i>Opuntia ficus-indica</i> (El Hayek et al., 2017)</u> | 0.22 |
| | <u><i>Opuntia lassiacantha</i> (Santos-Jallath et al., 2012)</u> | 0.17 |

Adicionalmente, los resultados obtenidos en la azotea verde se compararon con los límites máximos de MPT permitidos en plantas comestibles (Tabla 18); esta comparación se hizo con la finalidad de tener más referencias acerca de la magnitud de la concentración de los MPT en las plantas de la azotea verde, debido a la falta de referencias de trabajos con plantas suculentas o de azoteas verdes. Todas las concentraciones de las plantas de la azotea verde a los 12 meses rebasaron los límites permisibles, excepto los establecidos para Cd y Ni en la legislación brasileña. En México, los límites permisibles en hortalizas son los mismos que los establecidos en el Codex Alimentarius (FAO, 2019). Con respecto a otras normas mexicanas, se rebasaron los parámetros establecidos en la NOM-130-SSA1-1995, que determina los niveles máximos de Cd y Pb en verduras enlatadas; las únicas muestras

que no superaron el límite de esta norma fueron las partes aéreas de *O. tomentosa* (Pb). Esta comparación nos da una idea de que las concentraciones de MPT obtenidas para las plantas estudiadas tampoco son tan bajas y que la captación es importante ya que la cantidad de MPT en ellas podría significar un riesgo a la salud a largo plazo. También se debe tomar en cuenta que el contenido aproximado podría cambiar con respecto a otras zonas de la Ciudad de México, por lo cual al utilizar las especies de *Opuntia* se debe revisar que no sean la única fuente de alimento para la fauna del lugar y que puedan representar un peligro exponencial.

Tabla 18. Límite permisible de metales potencialmente tóxicos (mg Kg⁻¹) en hortalizas en diferentes legislaciones. (¹) Valor designado para la cerveza. (²) Valor designado para alimentos procesados. En los casos donde no se presenta un valor es porque no hay un límite establecido para ese metal. (Elaborado a partir de Alonso-Díaz, 2019; FAO, 2015; Secretaría de Salud, 1996).

| País | Cd (mg Kg⁻¹) | Co (mg Kg⁻¹) | Cr (mg Kg⁻¹) | Ni (mg Kg⁻¹) | Pb (mg Kg⁻¹) |
|----------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|
| Unión Europea | 0.10-0.50 | | | | 0.10-0.30 |
| Australia y Nueva Zelanda | 0.10 | | | | 0.10-0.30 |
| Brasil | 1 | | 0.10 | 5 | 0.50 |
| Codex Alimentarius | 0.05-0.20 | | | | 0.05-0.30 |
| NOM-130-SSA1-1995 | 0.2 | | | | 1 |
| Rusia | 0.03 | | | | 0.50 |
| Sudáfrica | 0.05 | | | | 0.30 |
| Suiza | 0.10-0.20 | 0.20 ¹ | | 0.20 ² | 0.20-0.50 |

8 CONCLUSIONES

Se demostró que *O. ficus-indica*, *O. robusta*, *O. tomentosa* y *A. celsii* son especies idóneas para plantar en azoteas verdes extensivas de la Ciudad de México o en lugares con condiciones climáticas similares. Estas plantas pueden sobrevivir a lo largo del año, presentan un buen crecimiento y toleran las condiciones de estrés hídrico y las fluctuaciones de temperatura que pueden presentarse y agudizarse al estar sembradas en esta naturación.

Se comprobó que las cuatro especies pueden captar y tolerar MPT en sus tejidos cuando crecen en una azotea verde extensiva. Para *O. ficus-indica*, este trabajo es el primer reporte de captación de metales creciendo en un sustrato que no rebasó las concentraciones permitidas de Cd, Co, Cr, Ni y Pb. Para *O. robusta*, *O. tomentosa* y *A. celsii* es el primer trabajo sobre la captación de los metales analizados en estas especies. Sin embargo, al ser el primer reporte, se necesita hacer más estudios con más repeticiones para corroborar y complementar la información.

Las plantas de la azotea verde y las del invernadero captaron concentraciones similares de Co, Cr y Ni, por lo cual se considera que las condiciones climáticas de la azotea verde no afectaron la captación de MPT. Al aumentar el Cd y Pb del sustrato, las plantas de la azotea verde, en particular *O. ficus-indica* y *A. celsii*, captaron más Cd y Pb en comparación con las plantas del invernadero 12 meses después de la plantación. Ambos metales no son esenciales para ningún organismo y son contaminantes de gran relevancia, por ello su retención es de gran importancia.

Con base en los FBC calculados y la literatura citada, se considera que las cuatro especies son de tipo excluyente. El Cd, Co, Cr y Pb en *O. ficus-indica*, *O. robusta* y *O. tomentosa* se concentran principalmente en sus raíces; los casos donde la concentración de Pb es alta en la parte aérea puede deberse a la retención por la morfología de los cladodios o a una entrada por los estomas. El Ni es el único metal traslocado a la parte aérea probablemente por su función como micronutriente. Los FT calculados para *A. celsii* a los 12 meses indican que los cinco MPT se traslocaron a la parte aérea, sobre todo el Cd ya que su concentración

en las raíces estuvo por debajo del límite de detección en todo el estudio. Sin embargo, no se descarta la posibilidad de que los MPT entraran por los estomas.

Al contemplar a las azoteas verdes como una comunidad, se piensa que *O. ficus-indica*, *O. robusta*, *O. tomentosa* y *A. celsii* pueden captar diferentes metales y en distintas concentraciones a otras plantas que se siembren en estas naturaciones, como *E. gigantea*, con lo cual pueden complementarse y mejorar la capacidad de retención de MPT en zonas urbanas con pocas áreas verdes.

9 REFERENCIAS

- Adejumo, J. A., Obioh, I. B., Ogunisola, O. J., Akeredolu, F. A., Olaniyi, H. B., Asubiojo, O. I., Oluwole, A. F., Akanle, O. A., & Spyrou, N. M. (1994). The atmospheric deposition of major, minor and trace elements within and around three cement factories. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry Articles*, 179(2), 195–204. <https://doi.org/10.1007/BF02040153>
- Adki, V. S., Jadhav, J. P., & Bapat, V. A. (2013). Nopalea cochenillifera, a potential chromium (VI) hyperaccumulator plant. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(2), 1173–1180. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1125-4>
- Aguilar, A., & Xolalpa, S. (2002). La herbolaria mexicana en el tratamiento de la diabetes. *Ciencia*, julio-sept, 24–35. https://www.revistaciencia.amc.edu.mx/images/revista/53_3/herbolaria_mexicana.pdf
- Akeel, A., & Jahan, A. (2020). Role of Cobalt in Plants: Its Stress and Alleviation. In *Contaminants in Agriculture* (pp. 339–357). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-41552-5_17
- Ali, H., Khan, E., & Sajad, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications. *Chemosphere*, 91, 869–881. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2013.01.075>
- Alloway, B., & Trevors, J. (2013). *Heavy Metals in Soils: trace metals and metalloids and their bioavailability* (Third). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-94-011-1344-1>
- Alonso-Díaz, A. (2019). *Metales Pesados, Revisión Febrero 2019*. Centro de Asistencia Técnica e Inspección de Comercio Exterior. Secretaría de Estado de Comercio. Valencia, España.
- Arellano-Leyva, E. (2012). *Capacidad de retención de hidrocarburos aromáticos policíclicos y metales pesados en una azotea verde extensiva*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México.
- Arellano-Leyva, E. (2017). *Efecto de la naturación en la generación de escurriamiento por lluvia en azoteas*. Tesis de Posgrado (Maestría). Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM.
- Arellano-Leyva, E., Hernández-Quiróz, M., Huerta-Guzmán, R. G., & Collazo-Ortega, M. (2016). Extensive Green Roofs as a Means to Capture Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Polycyclic Aromatic Compounds*. <https://doi.org/10.1080/10406638.2015.1105827>
- Assi, M. A., Hezmee, M. N. M., Haron, A. W., Sabri, M. Y. M., & Rajion, M. A. (2016). The detrimental effects of lead on human and animal health. *Veterinary World*, 9(6), 660–671. <https://doi.org/10.14202/vetworld.2016.660-671>
- ATSDR. (2012). *Resumen de Salud Pública: Cromo*. Division of Toxicology and Human Health Sciences. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Atlanta, Georgia. www.atsdr.cdc.gov/es

- Ávalos-Huerta, I., Sánchez-López, D. L., & López-González, C. (2013). Nomenclatura vernácula, uso y manejo de *Opuntia* spp. en Santiago Bayacora, Durango, México. *Revista Chapingo, Serie Horticultura*, 19(3), 367–380. <https://doi.org/10.5154/r.rchsh.2012.09.048>
- Baker, A. J. M. (1981). Accumulators and Excluders - Strategies in the Response of Plants to Heavy Metals. *Journal of Plant Nutrition*, 3(1–4), 643–654. <https://doi.org/10.1080/01904168109362867>
- Baraldi, R., Neri, L., Costa, F., Facini, O., Rapparini, F., & Carriero, G. (2019). Ecophysiological and micromorphological characterization of green roof vegetation for urban mitigation. *Urban Forestry & Urban Greening*, 37(January 2018), 24–32. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.03.002>
- Baran, E. J. (2018). Cobalto: Un elemento crítico y estratégico. *Anales de La Academia Nacional de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 70, 77–106.
- Barka, N., Abdennouri, M., El Makhfouk, M., & Qourzal, S. (2013). Biosorption characteristics of cadmium and lead onto eco-friendly dried cactus (*Opuntia ficus indica*) cladodes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 1(3), 144–149. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2013.04.008>
- Barrera-Díaz, C., Almaraz-Calderón, C., Olgúin-Gutiérrez, M. A. T., Romero-Romo, M., & Alomar-Pardavé, M. (2005). Cd(II) and Pb(II) Separation from Aqueous Solution using Clinoptilolite and *Opuntia* Ectodermis. *Environmental Technology*, 26(7), 821–830. <https://doi.org/10.1080/09593332608618519>
- Bautista-Olivas, A. L., Cruz-Bautista, F., Álvarez-Chávez, C. R., Zavala-Reyna, A. G., Sánchez-Landero, L. A., Alvarado-Ibarra, J., & Alvarado-Ibarra, J. (2017). Concentration of heavy metals in condensed atmospheric water vapor at three Mexican localities. *Atmósfera*, 30(3), 209–220. <https://doi.org/10.20937/ATM.2017.30.03.02>
- Berndtsson, J. C., Emilsson, T., & Bengtsson, L. (2006). The influence of extensive vegetated roofs on runoff water quality. *Science of the Total Environment*, 355(1–3), 48–63. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.02.035>
- Bian, F., Zhong, Z., Wu, S., Zhang, X., Yang, C., & Xiong, X. (2018). Comparison of heavy metal phytoremediation in monoculture and intercropping systems of *Phyllostachys praecox* and *Sedum plumbizincicola* in polluted soil. *International Journal of Phytoremediation*, 20(5), 490–498. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1374339>
- Biasioli, M., Grčman, H., Kralj, T., Madrid, F., Díaz-Barrientos, E., & Ajmone-Marsan, F. (2007). Potentially Toxic Elements Contamination in Urban Soils. *Journal of Environmental Quality*, 36(1), 70–79. <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0254>
- Bini, C., Wahsha, M., Fontana, S., & Maleci, L. (2012). Effects of heavy metals on morphological characteristics of *Taraxacum officinale* Web growing on mine soils in NE Italy. *Journal of Geochemical Exploration*, 123, 101–108. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.07.009>
- Bravo-Hollis, H. (1978). *Las Cactáceas de México. Volumen I* (Segunda ed). Dirección General de Publicaciones, UNAM.

- Calderón-Garcidueñas, L., Kulesza, R. J., Doty, R. L., D'Angiulli, A., & Torres-Jardón, R. (2015). Megacities air pollution problems: Mexico City Metropolitan Area critical issues on the central nervous system pediatric impact. *Environmental Research*, 137, 157–169. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.12.012>
- Caloggero, S., & Parera, C. A. (2003). Assessment of prickly pear (*Opuntia ficus-indica*) varieties and their possible planting systems. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 2(3), 401–407. <http://revistas.inia.es/index.php/sjar/article/view/95/92>
- Campas, M. E. C., Álvarez, A. G., Leal, R. R., Villalba, A. G., Onofre Monge, A., Salazar, J. V., Castillo, J. M. Q., & Tagles, H. F. D. (2017). Calidad del aire respecto de metales (Pb, Cd, Ni, Cu, Cr) y su relación con salud respiratoria: Caso Sonora, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33, 23–34. <https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/RICA.2017.33.esp02.02/46684>
- Casalegno, C., Schifanella, O., Zennaro, E., Marroncelli, S., & Briant, R. (2017). Collate literature data on toxicity of Chromium (Cr) and Nickel (Ni) in experimental animals and humans. *EFSA Supporting Publications*, 12(2). <https://doi.org/10.2903/sp.efsa.2015.en-478>
- Cascone, S. (2019). Green Roof Design: State of the Art on Technology and Materials. *Sustainability*, 11, 3020. <https://doi.org/10.3390/su11113020>
- Castro-González, N. P., Calderón-Sánchez, F., Moreno-Rojas, R., Tamariz-Flores, J. V., & Reyes-Cervantes, E. (2019). Heavy metals pollution level in wastewater and soils in the alto balsas sub-basin in tlaxcala and puebla, Mexico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(2), 335–348. <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.02.06>
- Castro, T., Peralta, O., Salcedo, D., Santos, J., Saavedra, M. I., Espinoza, M. L., Salcido, A., Celada-Murillo, A. T., Carreón-Sierra, S., Álvarez-Ospina, H., Carabali, G., Barrera, V., & Madronich, S. (2018). Water-soluble inorganic ions of size-differentiated atmospheric particles from a suburban site of Mexico City. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 75(2), 155–169. <https://doi.org/10.1007/s10874-017-9369-5>
- Cejudo, R., Goguitchaichvili, A., Bautista, F., Delgado, C., Quintana, P., Aguilar, D., de México, A., Ramos, S., Morales, J., María Soler, A., Cossio Pérez, I., Hernández, Á., & López Loera, H. (2015). Caracterización magnética de polvo urbano y plantas de la Zona Metropolitana del Valle de México. *Latinmag Letters*, 5(5), 1–16. <http://www.geofisica.unam.mx/LatinmagLetters/Paperscontentscanbereproducedmeanwhilethesourceiscited>
- Cempel, M., & Nikel, G. (2006). Nickel: A Review of Its Sources and Environmental Toxicology. *Polish Journal of Environmental Studies*, 15(3), 375–382.
- Cervantes, M. (2005). Plantas de importancia económica en zonas áridas y semiáridas de México. *X Encuentro de Geógrafos de América Latina*, 3388–3407. <http://www.observatoriogeograficoamericalatina.org.mx/egal10/Procesosambientales/Usoderecursos/08.pdf>
- Chen, J., & Teo, K. C. (2001). Determination of cobalt and nickel in water samples by flame atomic absorption spectrometry after cloud point extraction. *Analytica Chimica Acta*, 434(2), 325–330. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(01\)00849-2](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(01)00849-2)

- Chojnacka, K., Chojnacki, A., Górecka, H., & Górecki, H. (2005). Bioavailability of heavy metals from polluted soils to plants. *Science of the Total Environment*, 337(1–3), 175–182. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.06.009>
- Chu, W.-L., Dang, N.-L., Kok, Y.-Y., Ivan Yap, K.-S., Phang, S.-M., & Convey, P. (2018). Heavy metal pollution in Antarctica and its potential impacts on algae. *Polar Science*. <https://doi.org/10.1016/J.POLAR.2018.10.004>
- Clark, C., Adriaens, P., & Talbot, F. B. (2008). Green roof valuation: A probabilistic economic analysis of environmental benefits. *Environmental Science and Technology*, 42(6), 2155–2161. <https://doi.org/10.1021/es0706652>
- Collazo-Ortega, M., Rosas, U., & Reyes-Santiago, J. (2017). Towards Providing Solutions to the Air Quality Crisis in the Mexico City Metropolitan Area: Carbon Sequestration by Succulent Species in Green Roofs. *PLoS Currents*. <https://doi.org/10.1371/currents.dis.bb66ae4f4f3c6eb118a019a29a9ce80f>
- CONAGUA. (2020). *Resúmenes Mensuales de Temperaturas y Lluvia*. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/temperaturas-y-lluvias/resumenes-mensuales-de-temperaturas-y-lluvias>
- Cook-Patton, S. C. (2015). Plant Biodiversity on Green Roofs. In R. K. Sutton (Ed.), *Green Roof Ecosystems* (pp. 193–209). https://doi.org/10.1007/978-3-319-14983-7_8
- Cortés, J. L., Bautista, F., Delgado, C., Quintana, P., Aguilar, D., García, A., Figueroa, C., & Gogichaishvili, A. (2017). Spatial distribution of heavy metals in urban dust from Ensenada, Baja California, Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, 23(1), 47–60. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2016.02.005>
- Covarrubias, S., & Peña, J. J. (2017). CONTAMINACIÓN AMBIENTAL POR METALES PESADOS EN MÉXICO: PROBLEMÁTICA Y ESTRATEGIAS DE FITORREMEDIACIÓN. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33, 7–21. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.esp01.01>
- Currie, B. A., & Bass, B. (2008). Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model. *Urban Ecosystems*, 11(4), 409–422. <https://doi.org/10.1007/s11252-008-0054-y>
- DalCorso, G., Fasani, E., & Furini, A. (2013). Recent advances in the analysis of metal hyperaccumulation and hypertolerance in plants using proteomics. *Heavy Metal Stress in Plants*, 4, 1–7. <https://doi.org/10.3389/fpls.2013.00280>
- Dar, M. I., Naikoo, M. I., Green, I. D., Sayeed, N., Ali, B., & Khan, F. A. (2018). Heavy Metal Hyperaccumulation and Hypertolerance in Brassicaceae. In *Plants Under Metal and Metalloid Stress* (pp. 263–276). Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-13-2242-6_10
- Das, A., & Mishra, S. (2008). Hexavalent chromium (VI) : Environment pollution and health hazard. *Journal of Environmental Research And Development*, 2(3), 386–392.
- Das, K. K., & Buchner, V. (2007). Effect of Nickel Exposure on Peripheral Tissues: Role of Oxidative Stress in Toxicity and Possible Protection by Ascorbic Acid. In *REVIEWS ON ENVIRONMENTAL HEALTH* (Vol. 22, Issue 2).

- Das, K. K., Das, S. N., & Dhundasi, S. A. (2008). Nickel, its adverse health effects & oxidative stress. *The Indian Journal of Medical Research*, 128, 412–425. <https://www.researchgate.net/publication/23688113>
- Delgado, M. C., Bautista, F., Gogichaisvili, A., Cortés, J. L., Quintana, P., Aguilar, D., & Cejudo, R. (2019). Identificación de las zonas contaminadas con metales pesados en el polvo urbano de la Ciudad de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(1), 81–100. <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.01.06>
- Deng, D. M., Shu, W. S., Zhang, J., Zou, H. L., Lin, Z., Ye, Z. H., & Wong, M. H. (2007). Zinc and cadmium accumulation and tolerance in populations of *Sedum alfredii*. *Environmental Pollution*, 147(2), 381–386. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.05.024>
- Díaz-Nigenda, E., Tatarko, J., Jazcilevich, A. D., García, A. R., Caetano, E., & Ruíz-Suárez, L. G. (2010). A modeling study of Aeolian erosion enhanced by surface wind confluences over Mexico City. *Aeolian Research*, 2(2–3), 143–157. <https://doi.org/10.1016/J.AEOLIA.2010.04.004>
- Dudka, S., & Miller, W. P. (1999). Accumulation of potentially toxic elements in plants and their transfer to human food chain. *Journal of Environmental Science and Health*, B34(4), 681–708. <https://doi.org/10.1080/03601239909373221>
- Duffus, J. H. (2002). “Heavy Metals”- A meaningless term? *Pure Applied Chemistry*, 74(5), 793–807.
- Dunnett, N., Nagase, A., Booth, R., & Grime, P. (2008). Influence of vegetation composition on runoff in two simulated green roof experiments. *Urban Ecosystems*, 11(4), 385–398. <https://doi.org/10.1007/s11252-008-0064-9>
- Duruibe, J. O., Ogwuegbu, M. O., & Egwurugwu, J. N. (2007). Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *International Journal of Physical Sciences*, 2(5), 112–118.
- Edelstein, M., & Ben-Hur, M. (2018). Heavy metals and metalloids: Sources, risks and strategies to reduce their accumulation in horticultural crops. *Scientia Horticulturae*, 234, 431–444. <https://doi.org/10.1016/J.SCIENTA.2017.12.039>
- Eggl, U. (1984). Stomatal types of Cactaceae. *Plant Systematics and Evolution*, 146(3–4), 197–214. <https://doi.org/10.1007/BF00989546>
- Eguiarte, L., & Scheinvar, E. (2008). *Agaves y Cactáceas de Meztitlán: Ecología, Evolución y Conservación*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- El Hayek, E., El Samrani, A., Lartiges, B., Kazpard, V., & Aigouy, T. (2017). Lead bioaccumulation in *Opuntia ficus-indica* following foliar or root exposure to lead-bearing apatite. *Environmental Pollution*, 220, 779–787. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.046>
- Elkiran, Ö. (2016). Removal of Heavy Metals from the Environment via Phytoremediation (Green Reclamation). *Hacettepe Journal of Biology and Chemistry*, 44(4), 525–527. <https://doi.org/10.15671/HJBC.2016.133>
- Espinoza-Hernández, J. (2021). *Variación de la diversidad de flora y fauna en tres azoteas verdes de la Ciudad de México*. Tesis de Posgrado (Maestría). Facultad de Ciencias, UNAM. México.
- FAO. (2019). *Codex Alimentarius International Food Standards General standard for contaminants and toxins in food and feed (CXS 193-1995)*. <http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/codex-texts/all-standards/en/>

- FAO. (2015). *Norma general para los contaminantes y las toxinas presentes en los alimentos y piensos*.
- Florea, A. M., & Büsselberg, D. (2006). Occurrence, use and potential toxic effects of metals and metal compounds. In *BioMetals* (Vol. 19, Issue 4, pp. 419–427). <https://doi.org/10.1007/s10534-005-4451-x>
- Flores, C. M., Del Angel, E., Frías, D. M., & Gómez, A. L. (2018). Evaluación de parámetros fisicoquímicos y metales pesados en agua y sedimento superficial de la Laguna de las Ilusiones, Tabasco, México. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 09(2), 39–57. <https://doi.org/10.24850/jtyca-2018-02-02>
- Francis, L. F. M., & Jensen, M. B. (2017). Benefits of green roofs: A systematic review of the evidence for three ecosystem services. *Urban Forestry and Urban Greening*, 28, 167–176. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.015>
- Galán Huertos, E., & Romero Baena, A. (2008). Contaminación de Suelos por Metales Pesados. *Macla*, 10, 48–60.
- Getter, K. L., & Rowe, D. B. (2006). The Role of Extensive Green Roofs in Sustainable Development. *HortScience*, 41(5), 1276–1285. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.41.5.1276>
- Getter, K. L., & Rowe, D. B. (2008). Selecting Plants for Extensive Green Roofs in the United States. *Michigan State University Extension*, July, 9. https://doi.org/10.1007/978-94-017-8536-5_11
- Ghosh, M., & Singh, S. P. (2005). A Review on Phytoremediation of Heavy Metals and Utilization of It's by Products. *Asian Journal on Energy and Environment*, 6(4), 214–231. www.asian-energy-journal.info
- González-Lozano, M. C., Cerezo-Moreno, A., González-Macías, C., & Salazar Coria, L. (1999). Comportamiento de las partículas suspendidas y polen en la atmósfera de la región norte de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. *Journal of the Mexican Chemical Society*, 43(5), 155–164. <https://www.redalyc.org/html/475/47543503/>
- González-Mendoza, D., & Zapata-Pérez, O. (2008). Mecanismos de tolerancia a elementos potencialmente tóxicos en plantas. *Boletín de La Sociedad Botánica de México*, 82, 53–61.
- González, R. C., & González-Chávez, M. C. A. (2006). Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes. *Environmental Pollution*, 144(1), 84–92. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.01.006>
- Griffith, M. P. (2004). The origins of an important cactus crop, *Opuntia ficus-indica* (Cactaceae): New molecular evidence. *American Journal of Botany*, 91(11), 1915–1921. <https://doi.org/10.3732/ajb.91.11.1915>
- Guevara, J. C., Martínez Carretero, E., Juárez, M. C., & Berra, A. B. (1997). Reclamación de áreas degradadas del Piedemonte de Mendoza, Argentina, mediante la plantación de *Opuntia ficus-indica* F. Inermis. *Multequina*, 6, 1–8.
- Gulliot, D., & Van Der Meer, P. (2006). Tres taxones invasores pertenecientes al genero *Opuntia* Mill. nuevos para la flora ibérica. *Bouteloua*, 1(11), 52–54.

- Guo, J. mei, Lei, M., Yang, J. xing, Yang, J., Wan, X. M., Chen, T. Bin, Zhou, X. Y., Gu, S. P., & Guo, G. H. (2017). Effect of fertilizers on the Cd uptake of two sedum species (*Sedum spectabile* Boreau and *Sedum aizoon* L.) as potential Cd accumulators. *Ecological Engineering*, *106*, 409–414. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.069>
- Gurrieri, S., Miceli, L., Maria Lanza, C., Tomaselli, F., Bonomo, R. P., & Rizzarelli, E. (2000). Chemical characterization of sicilian prickly pear (*Opuntia ficus indica*) and perspectives for the storage of its juice. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, *48*(11), 5424–5431. <https://doi.org/10.1021/jf9907844>
- Guzmán-Morales, J., Morton-Bermea, O., Hernández-Álvarez, E., Rodríguez-Salazar, M. T., García-Arreola, M. E., & Tapia-Cruz, V. (2011). Assessment of atmospheric metal pollution in the urban area of Mexico City, using *figus benjamina* as biomonitor. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *86*(5), 495–500. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0252-9>
- Guzmán, U., Arias, S., & Dávila, P. (2003). *Catalogo de Cactáceas mexicanas* (Primera ed). UNAM; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).
- Haiyan, W., & Stuanes, A. O. (2003). Heavy metal pollution in air-water-soil-plant system of Zhuzhou City, Hunan Province, China. *Water, Air, and Soil Pollution*, *147*(1–4), 79–107. <https://doi.org/10.1023/A:1024522111341>
- Hernández-Colorado, R., Alvarado, A., & Romero, R. (2012). Acumulación de Cobre en Plantas Silvestres de Zonas Agrícolas Contaminadas con el Metal. *Ciencia y Tecnología*, *28*, 55–61.
- Hernández-Rojas, D. (2017). *Captación de metales pesados por Echeveria gigantea (Rose & Purpus)*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México.
- Hernández Valencia, R. E. M. (2005). *Micromorfología de la epidermis foliar de plantas sanas y enfermas de Agave tequilana Weber*. Tesis de Posgrado (Doctorado). Subdirección de Posgrado, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. México.
- Hoodaji, M., Ataabadi, M., & Najafi, P. (2012). Biomonitoring of Airborne Heavy Metal Contamination. In *Air Pollution, Monitoring, Modelling, Health and Control* (Issue March, pp. 97–122). <https://doi.org/10.5772/32963>
- Hu, J., Chan, P. T., Wu, F., Wu, S., Zhang, J., Lin, X., & Wong, M. H. (2013). Arbuscular mycorrhizal fungi induce differential Cd and P acquisition by Alfred stonecrop (*Sedum alfredii* Hance) and upland kangkong (*Ipomoea aquatica* Forsk.) in an intercropping system. *Applied Soil Ecology*, *63*, 29–35. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2012.09.002>
- Hu, Y., Tian, S., Foyer, C. H., Hou, D., Wang, H., Zhou, W., Liu, T., Ge, J., Lu, L., & Lin, X. (2019). Efficient phloem transport significantly remobilizes cadmium from old to young organs in a hyperaccumulator *Sedum alfredii*. *Journal of Hazardous Materials*, *365*(November 2018), 421–429. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.11.034>
- Huff, J., Lunn, R. M., Waalkes, M. P., Tomatis, L., & Infante, P. F. (2007). Cadmium-induced Cancers in Animals and in Humans. *International Journal of Occupational and Environmental Health*, *13*(2), 202–212. <https://doi.org/10.1179/oeh.2007.13.2.202>
- INECC. (2019). *Informe Nacional de Calidad del Aire 2018*. Coordinación General de Contaminación y Salud Ambiental, Dirección de Investigación de Calidad del Aire y Contaminantes Climáticos. SEMARNAT. México.

- Inglese, P., Jacobo, C. M., Nefzaoui, A., & Sáenz, C. (2018). Ecología del cultivo, manejo y usos del nopal. In *La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura Centro Internacional de Investigaciones Agrícolas en Zonas Áridas*.
- Irish, M., & Irish, G. (2000). *Agaves, yuccas, and related plants: a gardener's guide* (18th ed.). Timber Press.
- Irshad, M., Ruqia, B., & Hussain, Z. (2015). Phytoaccumulation of Heavy Metals in Natural Vegetation at the Municipal Wastewater Site in Abbottabad, Pakistan. *International Journal of Phytoremediation*, 17(12), 1269–1273. <https://doi.org/10.1080/15226514.2014.950409>
- Järup, L. (2003). Hazards of heavy metal contamination. *British Medical Bulletin*, 68, 167–182. <https://doi.org/10.1093/bmb/ldg032>
- Jáuregui-Ostos, E. (2000). *El Clima de la Ciudad de México* (Primera ed). Instituto de Geografía, UNAM.
- Jazcilevich-Diamant, A., Siebe, C., Estrada, C., Aguillón, J., Rojas, A., Chávez García, E., & Sheinbaum Pardo, C. (2015). Retos y oportunidades para el aprovechamiento y manejo ambiental del ex lago de Texcoco. *Boletín de La Sociedad Geológica Mexicana*, 67(2), 145–166.
- Jiménez, J. C., Raga, G. B., Baumgardner, D., Castro, T., Rosas, I., Báez, A., & Morton, O. (2004). On the Composition of Airborne Particles Influenced by Emissions of the Volcano Popocatepetl in Mexico. *Natural Hazards*, 31(1), 21–37. <https://doi.org/10.1023/B:NHAZ.0000020254.46521.f9>
- Kabata-Pendias, A. (1993). Behavioural properties of trace metals in soils. *Applied Geochemistry*, 8(2), 3–9. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(09\)80002-4](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(09)80002-4)
- Kabata-Pendias, A. (2004). Soil–plant transfer of trace elements—an environmental issue. *Geoderma*, 122(2–4), 143–149. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.004>
- Kandowanko, N. Y., Lamondo, D., & Kiroyan, S. (2019). Accumulation of copper metal (Cu) on the plant Ipomoea carnea , Jacq in around the Limboto lake. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 308, 012018. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/308/1/012018>
- Kavitha, K., & Jegadeesan, M. (2014). Phytoremediation of Soil Mercury and Cadmium by Weed Plants, Trianthema Portulacastrum L., Saccharum Spontaneum L. and Ipomea Carnea Jacq. *International Journal of Scientific and Research Publications*, 4(10), 224–226.
- Keil, D. E., Berger-Ritchie, J., & McMillin, G. A. (2011). Testing for Toxic Elements: A Focus on Arsenic, Cadmium, Lead, and Mercury. *Laboratory Medicine*, 42(12), 735–742. <https://doi.org/10.1309/lmykgu05bepe7iaw>
- Kiesling, R. (1995). Origen , Domesticación y Distribución de Opuntia ficus-indica. *J. Profess. Assoc. Cact. Develop.*, 22(1642), 4747–4748.
- Kim, R.-Y., Yoon, J.-K., Kim, T.-S., Yang, J. E., Owens, G., & Kim, K.-R. (2015). Bioavailability of heavy metals in soils: definitions and practical implementation—a critical review. *Environmental Geochemistry and Health*, 37(6), 1041–1061. <https://doi.org/10.1007/s10653-015-9695-y>

- Köhler, M., Schmidt, M., Grimme, F. W., Laar, M., Lúcia, V., Paiva, A., & Tavares, S. (2002). Environmental Management and Health Green roofs in temperate climates and in the hot-humid tropics-far beyond the aesthetics Article information. *Environmental Management and Health*, 13(4), 382–391. <https://doi.org/10.1108/09566160210439297>
- Królak, E. (2003). Accumulation of Zn, Cu, Pb and Cd by Dandelion (*Taraxacum officinale* Web.) in environments with various degrees of metallic contamination. *Polish Journal of Environmental Studies*, 12(6), 713–721.
- Kubrak, O. I., Husak, V. V., Rovenko, B. M., Storey, J. M., Storey, K. B., & Lushchak, V. I. (2011). Cobalt-induced oxidative stress in brain, liver and kidney of goldfish *Carassius auratus*. *Chemosphere*, 85(6), 983–989. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.06.078>
- Lasat, M. M. (2002). Phytoextraction of Toxic Metals. *Journal of Environmental Quality*, 31(1), 109–120. <https://doi.org/10.2134/jeq2002.1090>
- Leal-Rueda, L. (2014). *Capacidad de captación de metales pesados por plantas utilizadas en azoteas verdes*. Reporte de Investigación Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México.
- Li, H.-F., Gray, C., Mico, C., Zhao, F.-J., & McGrath, S. P. (2009). Phytotoxicity and bioavailability of cobalt to plants in a range of soils. *Chemosphere*, 75(7), 979–986. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.12.068>
- Li, T., Di, Z., Islam, E., Jiang, H., & Yang, X. (2011). Rhizosphere characteristics of zinc hyperaccumulator *Sedum alfredii* involved in zinc accumulation. *Journal of Hazardous Materials*, 185(2–3), 818–823. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.09.093>
- Li, Z. R., Wang, J. X., An, L. Z., Tan, J. B., Zhan, F. D., Wu, J., & Zu, Y. Q. (2019). Effect of root exudates of intercropping *Vicia faba* and *Arabis alpina* on accumulation and sub-cellular distribution of lead and cadmium. *International Journal of Phytoremediation*, 21(1), 4–13. <https://doi.org/10.1080/15226514.2018.1523867>
- Liu, Z., Wang, L., Xu, J., Ding, S., Feng, X., & Xiao, H. (2017). Effects of different concentrations of mercury on accumulation of mercury by five plant species. *Ecological Engineering*, 106, 273–278. <https://doi.org/10.1016/j.ECOLENG.2017.05.051>
- Llugany, M., Tolrà, R., Poschnrieder, C., & Barceló, J. (2007). Hiperacumulación de metales: ¿una ventaja para la planta y para el hombre? *Ecosistemas*, 16(2), 4–9. <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?id=484>
- Londoño-Franco, L. F., Londoño-Muñoz, P. T., & Muñoz-García, F. G. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Biotecnología En El Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 14(2), 145–153. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1692-35612016000200017&lng=en&nrm=iso&tlng=es
- López-Pérez, M. E., Del Rincón-Castro, M. C., Muñoz-Torres, C., Ruiz-Aguilar, G. M. L., Solís-Valdez, S., & Zanor, G. A. (2018). Evaluación de la contaminación por elementos traza en suelos agrícolas del suroeste de Guanajuato, México. *Acta Universitaria*, 27(6), 10–21. <https://doi.org/10.15174/au.2017.1386>
- Lundholm, J. T., & Peck, S. W. (2008). Introduction: Frontiers of green roof ecology. *Urban Ecosystems*, 11(4), 335–337. <https://doi.org/10.1007/s11252-008-0070-y>

- Lundholm, J. T., & Williams, N. S. G. (2015). Effects of Vegetation on Green Roof Ecosystem Services. In R. K. Sutton (Ed.), *Green Roof Ecosystems* (pp. 211–232). https://doi.org/10.1007/978-3-319-14983-7_9
- Magaña, V., Pérez, J., & Méndez, M. (2003). Diagnosis and prognosis of extreme precipitation events in the Mexico City Basin. *Geofísica Internacional*, 41(2), 247–259. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=56842209>
- Mahurpawar, M. (2015). Effects of heavy metals on human health. *International Journal of Research - GRANTHAALAYAH*, 1–7.
- Mancilla-Villa, Ó. R., Ortega-Escobar, H. M., Ramírez-Ayala, C., Uscanga-Mortera, E., Ramos-Bello, R., & Reyes-Ortigoza, A. L. (2012). METALES PESADOS TOTALES Y ARSÉNICO EN EL AGUA PARA RIEGO DE PUEBLA Y VERACRUZ, MÉXICO. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 28(1), 39–48.
- Marguá, E., Iglesias, M., Camps, F., Sala, L., & Hidalgo, M. (2016). Long-term use of biosolids as organic fertilizers in agricultural soils: potentially toxic elements occurrence and mobility. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(5), 4454–4464. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5618-9>
- Martínez-Alva, G., Gutiérrez-Ruiz, M. E., Martínez-Campos, Á. R., Villalobos-Pietrini, R., & Arteaga-Reyes, T. T. (2015). Concentración total y geodisponible de elementos potencialmente tóxicos en suelos volcánicos con uso agrícola del Nevado de Toluca, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 31(2), 113–125. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0188-49992015000200001&script=sci_arttext&tlng=pt
- Martínez-Romero, A. (2015). *Determinación y zonificación de metales pesados en plantas de especies de Sedum en azoteas verdes*. Reporte de Investigación Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México.
- Medina Marcos, K. D., & Montaña Chávez, Y. N. (2014). *Determinación del factor de bioconcentración y translocación de metales pesados en el Juncus articus Willd. y Cortaderia rudiusscula Stapf. de áreas contaminadas con el asivo ambiental minero alianza-ancash 2013*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias del Ambiente, Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo. Perú.
- Meeinkuirt, W., Kruatrachue, M., Tanhan, P., Chaiyarat, R., & Pokethitiyook, P. (2013). Phytostabilization potential of Pb mine tailings by two grass species, *Thysanolaena maxima* and *Vetiveria zizanioides*. *Water, Air, and Soil Pollution*, 224(10), 1750. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1750-7>
- Méndez, J., Ramírez, C., Gutiérrez, A., & Prieto, F. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10(1), 29–44.
- Minke, G. (2004). *Techos verdes. Planificación, ejecución y consejos prácticos*. Fin de Siglo.
- Miretzky, P., Muñoz, C., & Carrillo-Chávez, A. (2008). Experimental binding of lead to a low cost on biosorbent: Nopal (*Opuntia streptacantha*). *Bioresource Technology*, 99(5), 1211–1217. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2007.02.045>

- Monterusso, M. A., Bradley Rowe, D., & Rugh, C. L. (2005). Establishment and persistence of *Sedum* spp. and native taxa for green roof applications. *HortScience*, *40*(2), 391–396.
- Montes Gazabón, L., Olivero Verbel, R., & Mercado Martínez, I. (2013). Remoción de la turbidez del agua del río Magdalena usando el mucílago del nopal *Opuntia ficus-indica*. *Producción + Limpia*, *8*(1), 19–27.
- Morais, S., Garcia, F., & Pereira, M. (2012). Heavy Metals and Human Health. In *Environmental Health, Emerging Issues and Practice* (pp. 227–246).
- Morton-Bermea, O., Hernández-Álvarez, E., González-Hernández, G., Romero, F., Lozano, R., & Beramendi-Orosco, L. E. (2009). Assessment of heavy metal pollution in urban topsoils from the metropolitan area of Mexico City. *Journal of Geochemical Exploration*, *101*(3), 218–224. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2008.07.002>
- Morton-Bermea, Ofelia. (2006). Contenido de metales pesados en suelos superficiales de la Ciudad de México. *Revista Especializada En Ciencias Químico-Biológicas*, *9*(1), 45–47.
- Morton-Bermea, Ofelia, Garza-Galindo, R., Hernández-Álvarez, E., Amador-Muñoz, O., Garcia-Arreola, M. E., Ordoñez-Godínez, S. L., Beramendi-Orosco, L., Santos-Medina, G. L., Miranda, J., & Rosas-Pérez, I. (2018). Recognition of the importance of geogenic sources in the content of metals in PM2.5 collected in the Mexico City Metropolitan Area. *Environmental Monitoring and Assessment*, *190*(2). <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6443-z>
- Munive, R., Loli, O., Azabache, A., & Gamarra, G. (2018). Phytoremediation with corn (*Zea mays* L.) and Stevia compost on soils degraded by contamination with heavy metals. *Scientia Agropecuaria*, *9*(4), 551–560. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2018.04.11>
- Muszyńska, E., & Hanus-Fajerska, E. (2015). Why are heavy metal hyperaccumulating plants so amazing? *Biotechnologia*, *96*(4), 265–271. <https://doi.org/10.5114/bta.2015.57730>
- Nagajyoti, P. C., Lee, K. D., & Sreekanth, T. V. M. (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters*, *8*(3), 199–216. <https://doi.org/10.1007/s10311-010-0297-8>
- Navarro-Aviño, J., Aguilar, I., & López-Moya, J. (2007). Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Ecosistemas*, *16*(2), 10–25.
- Negi, S. (2018). Heavy metal accumulation in *Portulaca oleracea* Linn. *Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry*, *7*(3), 2978–2982.
- Nieboer, E., & Richardson, D. H. S. (1980). The replacement of the nondescript term ‘heavy metals’ by a biologically and chemically significant classification of metal ions. *Environmental Pollution*, *1*(1), 3–26. [https://doi.org/10.1016/0143-148X\(80\)90017-8](https://doi.org/10.1016/0143-148X(80)90017-8)
- NIST. (2014). *Standard Reference Material 1570a Trace elements in Spinach Leaves*. National Institute of Standards & Technology. Department of Commerce. Gaithersburg, Maryland, USA.
- NIST. (2018). *Reference Material 8704 Buffalo River Sediment*. National Institute of Standards & Technology. Department of Commerce. Gaithersburg, Maryland, USA.
- Obenholzner, J. H., Schroettner, H., Golob, P., & Delgado, H. (2008). Particles from the plume of Popocatepetl volcano, Mexico — the FESEM/EDS approach. *Geological Society, London, Special Publications*, *213*(1), 123–148. <https://doi.org/10.1144/gsl.sp.2003.213.01.08>

- Oberndorfer, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R. R., Doshi, H., Dunnett, N., Gaffin, S., Köhler, M., Liu, K. K. Y., & Rowe, B. (2007). Green Roofs as Urban Ecosystems: Ecological Structures, Functions, and Services. *BioScience*, 57(10), 823–833. <https://doi.org/10.1641/B571005>
- Pál, M., Janda, T., & Szalai, G. (2018). Interactions between plant hormones and thiol-related heavy metal chelators. *Plant Growth Regulation*, 85, 173–185. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10725-018-0391-7>
- Paustenbach, D. J., Galbraith, D. A., & Finley, B. L. (2014). Interpreting cobalt blood concentrations in hip implant patients. *Clinical Toxicology*, 52(2), 98–112. <https://doi.org/10.3109/15563650.2013.857024>
- Pechova, A., & Pavlata, L. (2007). Chromium as an essential nutrient: a review. *Veterinarni Medicina*, 52(1), 1–18.
- Pignattelli, S., Colzi, I., Bucciatti, A., Cecchi, L., Arnetoli, M., Monnanni, R., Gabbrielli, R., & Gonnelli, C. (2012). Exploring element accumulation patterns of a metal excluder plant naturally colonizing a highly contaminated soil. *Journal of Hazardous Materials*, 227–228, 362–369. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.05.075>
- Pimienta-Barrios, E. (1992). El nopal (*Opuntia* spp.): Una alternativa ecológica productiva para las zonas áricas y semiáridas. *Memorias Del II Simposio y I Reunión Nacional de Agricultura Sostenible: Un Enfoque Ecológico, Económico y de Desarrollo Tecnológico. Comisión de Estudios Ambientales C.P. e Instituto Interamericano de Cooperación Para La Agricultura.*, 91–102.
- Puzon, J., Tabayoyong, E., & Jumawan, H. (2015). Morpho-physiological changes in *Euphorbia hirta* L. in response to mercury exposure. In *Philippine Journal of Science* (Vol. 144, Issue 2).
- Radulescu, C., Stihl, C., Barbes, L., Chilian, A., & Chelarescu, D. E. (2013). Studies Concerning Heavy Metals Accumulation of *Carduus nutans* L. and *Taraxacum officinale* as Potential Soil Bioindicator Species. *Revista de Chimie*, 64(7), 754–760.
- Ramanlal, D. B., Kumar, R. N., Kumar, J. I. N., & Thakkar, R. (2020). Assessment of phytoremedial potential of invasive weeds *Acalypha indica* and *Amaranthus viridis*. *Environmental Sustainability*, September. <https://doi.org/10.1007/s42398-020-00129-7>
- Ramos-Bello, R., Cajuste, L., Flores-Román, D., & García-Calderón, N. (2001). Metales pesados, sales y sodio en suelo de chinampa en México. *Agrociencia*, 35(4), 385–395. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=30235402>
- Rascio, N., & Navari-Izzo, F. (2011). Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Science*, 180(2), 169–181. <https://doi.org/10.1016/J.PLANTSCI.2010.08.016>
- Reyes-Agüero, J. A., Aguirre R., J. R., & Hernández, H. (2005). Systematic notes and a Detailed description of *Opuntia ficus-indica* (L.) Mill. (CACTACEAE). *Agrociencia*, 39(4), 395–408. <https://www.redalyc.org/html/302/30239404/>
- Reyes-Agüero, J. A., Aguirre R., J. R., & Valiente-Banuet, A. (2006). Reproductive biology of *Opuntia*: A review. *Journal of Arid Environments*, 64(4), 549–585. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.06.018>

- Reyes, Y., Vergara, I., Torres, O., Díaz, M., & González, E. (2016). CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS : IMPLICACIONES EN SALUD , AMBIENTE Y SEGURIDAD ALIMENTARIA. *Revista Ingeniería, Investigación y Desarrollo*, 16(2), 66–77.
- Rodriguez-Espinosa, P. F., Jonathan, M. P., Morales-García, S. S., Villegas, L. E. C., Martínez-Tavera, E., Muñoz-Sevilla, N. P., & Cardona, M. A. (2015). Metal enrichment of soils following the April 2012–2013 eruptive activity of the Popocatepetl volcano, Puebla, Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(11), 717. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4938-z>
- Rodríguez-Jiménez, T. de J., Ojeda-Barrios, D. L., Blanco-Macías, F., Valdez-Cepeda, R. D., & Parra-Quezada, R. (2016). Ureasa y níquel en la fisiología de las plantas. *Revista Chapingo Serie Horticultura*, 22(2), 69–81. <https://doi.org/10.5154/r.rchsh.2014.11.051>
- Rodríguez Serrano, M., Martínez-de la Casa, N., Romero Puertas, M. C., del Rio, L. a., Sandalio, L. M., & Pisco-Ramírez, R. (2006). Toxicidad del Cadmio en Plantas. *Ecosistemas*, 59(2), 3543–3556. <https://doi.org/10.7818/re.2014.17-3.00>
- Rowe, D. B. (2011). Green roofs as a means of pollution abatement. *Environmental Pollution*, 159(8–9), 2100–2110. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.10.029>
- Salas-Marcial, C., Garduño-Ayala, M., Mendiola-Ortiz, P., Vences-García, J., Zetina-Román, V., Martínez-Ramírez, O., & Ramos-García, M. (2019). Fuentes de contaminación por plomo en alimentos, efectos en la salud y estrategias de prevención. *Revista Iberoamericana de Tecnología Postcosecha*, 20(1). <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=81359562002>
- Salazar, S., Bravo, J., & Falcon, Y. (1981). Sobre la Presencia de algunos metales pesados en la atmósfera de la Ciudad de México. *Geofísica Internacional*, 20(1), 41–54.
- Santos-Jallath, J., Castro-Rodríguez, A., Huevo-Casillas, J., & Torres-Bustillos, L. (2012). Arsenic and heavy metals in native plants at tailings impoundments in Queretaro, Mexico. *Physics and Chemistry of the Earth*, 37–39, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2011.12.002>
- Sarma, H., Deka, S., Deka, H., & Saikia, R. R. (2012). *Accumulation of Heavy Metals in Selected Medicinal Plants* (pp. 63–86). https://doi.org/10.1007/978-1-4614-0668-6_4
- Secretaría de Medio Ambiente de la Ciudad de México. (2017). *Calidad del aire en la Ciudad de México. Informe 2016*.
- Secretaría de Salud. (1996). NOM-130-SSA1-1995. Bienes y servicios. Alimentos envasados en recipientes de cierre hermético y sometidos a tratamiento térmico. Disposiciones y especificaciones sanitarias. In *Diario Oficial de la Federación*.
- SEMARNAT, S. de M. A. y R. N. (2007). *NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, Norma Oficial Mexicana 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 (p. 69). Diario Oficial de la Federación.
- Seregin, I. V., & Kozhevnikova, A. D. (2006). Physiological role of nickel and its toxic effects on higher plants. *Russian Journal of Plant Physiology*, 53(2), 257–277. <https://doi.org/10.1134/S1021443706020178>

- Shahid, M., Shamshad, S., Rafiq, M., Khalid, S., Bibi, I., Niazi, N. K., Dumat, C., & Rashid, M. I. (2017). Chromium speciation, bioavailability, uptake, toxicity and detoxification in soil-plant system: A review. *Chemosphere*, *178*, 513–533. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.074>
- Sharma, P., & Dubey, R. (2005). Lead toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, *17*(1), 35–52.
- Sharma, R. K., & Agrawal, M. (2005). Biological effects of heavy metals: An overview. *Journal of Environmental Biology*, *26*(2), 301–313.
- Siebe, C., Jahn, R., & Stahr, K. (1996). *Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. Publicación especial 4*. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A.C. Chapingo, México.
- Silva, H., Acevedo, E., & Silva, P. (2001). Anatomía del tejido fotosintético de diez taxa de Opuntia establecidos en el secano árido mediterráneo de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, *74*, 341–351. <https://scielo.conicyt.cl/pdf/rchnat/v74n2/art11.pdf>
- Simmons, M. T. (2015). Climates and Microclimates: Challenges for Extensive Green Roof Design in Hot Climates. In R. K. Sutton (Ed.), *Green Roofs ecosystems* (pp. 63–80). https://doi.org/10.1007/978-3-319-14983-7_3
- Simonsen, L. O., Harbak, H., & Bennekou, P. (2012). Cobalt metabolism and toxicology-A brief update. In *Science of the Total Environment* (Vol. 432, pp. 210–215). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.009>
- Singh, H. P., Mahajan, P., Kaur, S., Batish, D. R., & Kohli, R. K. (2013). Chromium toxicity and tolerance in plants. *Environmental Chemistry Letters*, *11*(3), 229–254. <https://doi.org/10.1007/s10311-013-0407-5>
- Singh, R., Singh, D. P., Kumar, N., Bhargava, S. K., & Barman, S. C. (2010). Accumulation and translocation of heavy metals in soil and plants from fly ash contaminated area. *Journal of Environmental Biology*, *31*(4), 421–430. <https://doi.org/10.1192/bjp.179.4.308>
- Smith, G. F., & Steyn, E. M. A. (2002). The first record of *Agave celsii* var. *albicans* (Agavaceae), a Mexican plant, in South Africa. *South African Journal of Botany*, *68*(3), 397–400. [https://doi.org/10.1016/S0254-6299\(15\)30406-3](https://doi.org/10.1016/S0254-6299(15)30406-3)
- Smith, Gideon F., & Figueiredo, E. (2012). South Africa's ongoing Opuntia Mill. (Cactaceae) problem: The case of *Opuntia tomentosa* Salm-Dyck. *Bradleya*, *30*(30), 61–64. <https://doi.org/10.25223/brad.n30.2012.a9>
- Snyman, H. A. (2006). Root distribution with changes in distance and depth of two-year-old cactus pears *Opuntia ficus-indica* and *O. robusta* plants. *South African Journal of Botany*, *72*(3), 434–441. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2005.12.008>
- Sosa del Castillo, M., Alemán García, S. A., Pérez Hernández, Y., & Abreu Cruz, E. (2014). Caracterización de la lámina foliar de plantas de *Agave fourcroydes* Lem. obtenidas por propagación sexual. *Bioteología Vegetal*, *14*(1), 37–44.

- Soto Jiménez, M. F., & Olvera-Balderas, D. (2019). Elementos potencialmente tóxicos (Cd, Hg, Pb Y Zn) en suelos impactados por planta recicladora de plomo (Zacatecas, México), a una década de parar operaciones. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(3), 651–669. <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.03.11>
- Steusloff, S. (1998). Input and Output of Airborne Aggressive Substances on Green Roofs in Karlsruhe. In *Urban Ecology* (pp. 144–148). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-88583-9_24
- Stintzing, F. C., & Carle, R. (2005). Cactus stems (*Opuntia* spp.): A review on their chemistry, technology, and uses. *Molecular Nutrition & Food Research*, 49(2), 175–194. <https://doi.org/10.1002/mnfr.200400071>
- Stovin, V. (2010). The potential of green roofs to manage Urban Stormwater. *Water and Environment Journal*, 24(3), 192–199. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2009.00174.x>
- Sun, Q., Ye, Z. H., Wang, X. R., & Wong, M. H. (2005). Increase of glutathione in mine population of *Sedum alfredii*: A Zn hyperaccumulator and Pb accumulator. *Phytochemistry*, 66(21), 2549–2556. <https://doi.org/10.1016/j.phytochem.2005.08.012>
- Sun, Qin, Ye, Z. H., Wang, X. R., & Wong, M. H. (2007). Cadmium hyperaccumulation leads to an increase of glutathione rather than phytochelatins in the cadmium hyperaccumulator *Sedum alfredii*. *Journal of Plant Physiology*, 164(11), 1489–1498. <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2006.10.001>
- Susca, T., Gaffin, S. R., & Dell’Osso, G. R. (2011). Positive effects of vegetation: Urban heat island and green roofs. *Environmental Pollution*, 159(8–9), 2119–2126. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.03.007>
- Tam, V. W. Y., Zhang, X., Lee, W. W. Y., & Shen, L. Y. (2011). Applications of extensive green-roof systems in contributing to sustainable development in densely populated cities: A Hong Kong study. *Australasian Journal of Construction Economics and Building*, 11(1), 15–25. <https://doi.org/10.5130/ajceb.v11i1.1751>
- Tang, L., Yao, A., Yuan, M., Tang, Y., Liu, J., Liu, X., & Qiu, R. (2016). Transcriptional up-regulation of genes involved in photosynthesis of the Zn/Cd hyperaccumulator *Sedum alfredii* in response to zinc and cadmium. *Chemosphere*, 164, 190–200. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.08.026>
- Tangahu, B. V., Sheikh Abdullah, S. R., Basri, H., Idris, M., Anuar, N., & Mukhlisin, M. (2011). A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. *International Journal of Chemical Engineering*, 2011. <https://doi.org/10.1155/2011/939161>
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012). Molecular, Clinical and Environmental Toxicology. In A. Luch (Ed.), *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology* (Vol. 101). Springer Basel. <https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4>
- Thiede, J. (2016). A review of *Agave mitis* (Asparagaceae/Agavaceae). *Bradleya*, 34, 200–216. <https://doi.org/10.25223/brad.n34.2016.a8>
- Tian, S., Lu, L., Zhang, J., Wang, K., Brown, P., He, Z., Liang, J., & Yang, X. (2011). Calcium protects roots of *Sedum alfredii* H. against cadmium-induced oxidative stress. *Chemosphere*, 84(1), 63–69. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.054>

- Tomás, G., Huamán, J., Aguirre, R., Bravo, M., León, J., Guerrero, M., Orihuela, C., Avilés, R., & Yanqui, E. (2012). Estudio químico y fitoquímico de la *Opuntia ficus-indica* “tuna” y elaboración de un alimento funcional. *Revista Peruana de Química e Ingeniería Química*, 15(1), 70–74.
- Townshend, D. (2007). *Study of Green Roof Application in Hong Kong*. Architectural Services Department. Hong Kong. https://www.archsd.gov.hk/media/11630/green_roof_study_final_report.pdf
- Tun-Canto, G. E., Álvarez-Legorreta, T., Zapata-Buenfil, G., & Sosa-Cordero, E. (2017). Metales pesados en suelos y sedimentos de la zona cañera del sur de Quintana Roo, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 34(3), 157–169. <https://doi.org/10.22201/cgeo.20072902e.2017.3.433>
- Ullah, R., Hadi, F., Ahmad, S., Jan, A. U., & Rongliang, Q. (2019). Phytoremediation of Lead and Chromium Contaminated Soil Improves with the Endogenous Phenolics and Proline Production in *Parthenium*, *Cannabis*, *Euphorbia*, and *Rumex* Species. *Water, Air, & Soil Pollution*, 230, 40. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4089-x>
- USEPA. (1996). *Method 3052. Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices*. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3052.pdf>
- USEPA. (2007). *Framework for Metals Risk Assessment*. Office of the Science Advisor Risk Assessment Forum. United States Environmental Protection Agency. Washington DC, USA.
- USEPA. (2004). *A Preliminary Remediation Goals Table. Region 9: The Pacific Southwest*. <https://archive.epa.gov/region9/superfund/web/pdf/04prgtable.pdf>
- Valdés-Perezgasga, F., & Cabrera-Morelos, V. (1999). *La contaminación por metales pesados en Torreón, Coahuila, México*. Texas Center for Policy Studies.
- Vallejo, M., Jáuregui-Renaud, K., Hermosillo, A., Márquez, M., & Cárdenas, M. (2003). Efectos de la contaminación atmosférica en la salud y su importancia en la Ciudad de México. *Gaceta Médica de México*, 139(1), 57–63.
- Vassilev, A., Schwitzguebél, J.-P., Thewys, T., van der Lelie, D., & Vangronsveld, J. (2004). The Use of Plants for Remediation of Metal-Contaminated Soils. *The Scientific World JOURNAL*, 4, 9–34. <https://doi.org/10.1100/tsw.2004.2>
- Vázquez-Alvarado, R. E., Blanco-Macías, F., Ojeda-, M. C., Martínez-López, J. R., & Valdez-Cepeda, R. D. (2011). Reforestación a base de nopal y maguey para la conservación de suelo y agua. *Revista de Salud Pública y Nutrición*, 5.
- Vega, E., Reyes, E., Sánchez, G., Ortiz, E., Ruiz, M., Chow, J., Watson, J., & Edgerton, S. (2002). Basic statistics of PM_{2.5} and PM₁₀ in the atmosphere of Mexico City. *Science of the Total Environment*, 287(3), 167–176.
- Vega, E., Ruiz, H., Escalona, S., Cervantes, A., Lopez-Veneroni, D., Gonzalez-Avalos, E., & Sanchez-Reyna, G. (2011). Chemical composition of fine particles in Mexico City during 2003–2004. *Atmospheric Pollution Research*, 2(4), 477–483. <https://doi.org/10.5094/APR.2011.054>
- Verbruggen, N., Hermans, C., & Schat, H. (2009). Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants. *New Phytologist*, 181(4), 759–776. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02748.x>

- Violante, A., Cozzolino, V., Perelomov, L., Caporale, A. ., & Pigna, M. (2010). Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. *Journal of Soil Science and Plant Nutrtrion*, 10(3), 268–292. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162010000100005>
- Volke-Sepúlveda, T., Velasco Trejo, J., & de la Rosa Pérez, D. (2005). *Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación* (Primera ed). Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT.
- Wang, M., Liu, R., Chen, W., Peng, C., & Markert, B. (2018). Effects of urbanization on heavy metal accumulation in surface soils, Beijing. *Journal of Environmental Sciences*, 64, 328–334. <https://doi.org/10.1016/J.JES.2016.11.026>
- Wei, B., Jiang, F., Li, X., & Mu, S. (2010). Contamination levels assessment of potential toxic metals in road dust deposited in different types of urban environment. *Environmental Earth Sciences*, 61(6), 1187–1196. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0441-6>
- Wood, J. M. (1974). Biological cycles for toxic elements in the environment. *Science*, 183(4129), 1049–1052. <https://doi.org/10.1126/science.183.4129.1049>
- Wu, C., Chen, X., & Tang, J. (2005). Lead Accumulation in Weed Communities with Various Species. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 36(13–14), 1891–1902. <https://doi.org/10.1081/CSS-200062486>
- Wuana, R. A., & Okieimen, F. E. (2011). Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *ISRN Ecology*, 2011, 1–20. <https://doi.org/10.5402/2011/402647>
- Yadav, S. K. (2010). Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. *South African Journal of Botany*, 76, 167–179. <https://doi.org/10.1016/J.SAJB.2009.10.007>
- Yang, Q., Ma, X., Luo, S., Gao, J., Yang, X., & Feng, Y. (2018). SaZIP4, an uptake transporter of Zn/Cd hyperaccumulator *Sedum alfredii* Hance. *Environmental and Experimental Botany*, 155(May), 107–117. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2018.06.021>
- Yusuf, M., Fariduddin, Q., Hayat, S., & Ahmad, A. (2011). Nickel: An overview of uptake, essentiality and toxicity in plants. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 86(1), 1–17. <https://doi.org/10.1007/s00128-010-0171-1>
- Zafra, C., Luengas, E., & Temprano, J. (2013). Influencia del tráfico en la acumulación de metales pesados sobre vías urbanas : Torrelavega (España) -Soacha (Colombia). *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquía*, 67, 146–160. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=43029146013%0ACómo>
- Zhang, M., Senoura, T., Yang, X., & Nishizawa, N. K. (2011). Functional analysis of metal tolerance proteins isolated from Zn/Cd hyperaccumulating ecotype and non-hyperaccumulating ecotype of *Sedum alfredii* Hance. *FEBS Letters*, 585(16), 2604–2609. <https://doi.org/10.1016/j.febslet.2011.07.013>
- Zhang, X., Gao, B., & Xia, H. (2014). Effect of cadmium on growth, photosynthesis, mineral nutrition and metal accumulation of bana grass and vetiver grass. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 106, 102–108. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.04.025>

- Zhang, Zhong, & Qiu, B. sheng. (2007). Reactive oxygen species metabolism during the cadmium hyperaccumulation of a new hyperaccumulator *Sedum alfredii* (Crassulaceae). *Journal of Environmental Sciences*, 19(11), 1311–1317. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(07\)60214-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(07)60214-9)
- Zhang, Zhongchun, Yu, Q., Du, H., Ai, W., Yao, X., Mendoza-Cózatl, D. G., & Qiu, B. (2016). Enhanced cadmium efflux and root-to-shoot translocation are conserved in the hyperaccumulator *Sedum alfredii* (Crassulaceae family). *FEBS Letters*, 590, 1757–1764. <https://doi.org/10.1002/1873-3468.12225>
- Zitka, O., Krystofova, O., Hynek, D., Sobrova, P., Kaiser, J., Sochor, J., Zehnalek, J., Babula, P., Ferrol, N., Kizek, R., & Adam, V. (2013). Metal Transporters in Plants. In *Heavy Metal Stress in Plants* (pp. 19–41). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-38469-1_2

10 ANEXOS

Anexo 1. Concentración ($\bar{X} \pm d. e.$; $n=4$) de metales potencialmente tóxicos (mg Kg^{-1}) en el análisis inicial. Letras diferentes en superíndice representan diferencias significativas ($\alpha= 0.05$) entre la captación de los distintos MPT, para el mismo órgano vegetal. (*) Órgano de la planta con una concentración significativamente mayor con respecto a las otras partes.

| Especie | Cadmio (mg Kg^{-1}) (LD=0.028) | Cobalto (mg Kg^{-1}) (LD= 0.171) | Cromo (mg Kg^{-1}) (LD=0.5) | Níquel (mg Kg^{-1}) (LD=0.5) | Plomo (mg Kg^{-1}) (LD=0.004) |
|-----------------------------|--|--|---|--|---|
| <i>Opuntia ficus-indica</i> | 0.05 \pm 0.004 ^a | <LD | <LD | 1.6 \pm 1.23 ^b | 0.06 \pm 0.01 ^a |
| <i>Opuntia robusta</i> | <LD | <LD | 0.96 \pm 0.3 ^b | 2.7 \pm 0.6 ^c | 0.11 \pm 0.09 ^a |
| <i>Opuntia tomentosa</i> | 0.04 \pm 0.001 ^a | 0.36 \pm 0.07 ^b | <LD | 1.2 \pm 0.6 ^c | 0.11 \pm 0.05 ^a |
| Agave celsii | | | | | |
| Hojas | <LD | <LD | 1.89 \pm 1.4 ^a | 1.62 \pm 0.6 ^a | <LD |
| Tallos | <LD | <LD | <LD | 0.95 \pm 0.04 ^b | 0.19 \pm 0.01 ^a |
| Raíces | <LD | 0.59 \pm 0.1 ^a | 11.7 \pm 3.2 ^{*c} | 8.01 \pm 2.7 ^{*b} | 0.47 \pm 0.2 ^a |

LD=Límite de detección del equipo.

Anexo 2. Concentración ($\bar{X} \pm d. e.$; $n=4$) de metales potencialmente tóxicos (mg Kg^{-1}) a los seis meses después de la plantación. Letras diferentes en superíndice representan las diferencias significativas ($\alpha=0.05$) por especie entre la concentración de los MPT para un mismo órgano vegetal y sistema (invernadero o azotea verde). (*) Órgano con una concentración significativamente mayor del metal evaluado en comparación con las otras partes de la planta.

| Órgano | Cadmio (mg Kg^{-1}) (LD=0.028) | | Cobalto (mg Kg^{-1}) (LD=0.171) | | Cromo (mg Kg^{-1}) (LD=0.5) | |
|------------------------------------|--|------------------------------|---|-------------------------------|---|------------------------------|
| | Invernadero | Azotea verde | Invernadero | Azotea verde | Invernadero | Azotea verde |
| <i>Opuntia ficus-indica</i> | | | | | | |
| Cladodios | 0.03 \pm 0.004 ^a | 0.12 \pm 0.05 ^a | <LD | 0.17 \pm 0.1 ^a | 1.41 \pm 0.6 ^b | 0.57 \pm 0.00 ^a |
| Raíces | 0.12 \pm 0.02 ^a | 0.54 \pm 0.3 ^{*a} | 0.6 \pm 0.4 ^a | 0.2 \pm 0.02 ^a | 1.57 \pm 0.3 ^b | 0.75 \pm 0.3 ^a |
| <i>Opuntia robusta</i> | | | | | | |
| Cladodios | <LD | 0.06 \pm 0.03 ^a | 0.48 \pm 0.05 ^a | 0.34 \pm 0.1 ^a | 1.51 \pm 0.04 ^b | <LD |
| Raíces | <LD | 0.35 \pm 0.1 ^{*a} | 1.5 \pm 0.5 ^{*b} | 0.29 \pm 0.02 ^{ab} | 1.36 \pm 0.2 ^{ab} | 1.38 \pm 0.7 ^{bc} |
| <i>Opuntia tomentosa</i> | | | | | | |
| Cladodios | <LD | <LD | 0.51 \pm 0.1 ^b | <LD | 0.67 \pm 0.03 ^b | <LD |
| Frutos | | <LD | | 0.32 \pm 0.06 ^b | | <LD |
| Raíces | 0.1 \pm 0.08 ^a | 0.22 \pm 0.05 ^a | 1.31 \pm 0.8 ^{*ab} | <LD | 1.49 \pm 0.5 ^{ab} | 1.16 \pm 0.01 ^a |
| <i>Agave celsii</i> | | | | | | |
| Hojas | 0.29 \pm 0.08 ^a | 0.64 \pm 0.3 ^{*a} | 0.45 \pm 0.2 ^a | <LD | 0.98 \pm 0.1 ^a | 0.59 \pm 0.08 ^a |
| Tallos | 0.31 \pm 0.1 ^a | 0.31 \pm 0.1 ^a | 0.39 \pm 0.03 ^a | <LD | <LD | <LD |
| Raíces | <LD | <LD | 0.75 \pm 0.07 ^a | 0.37 \pm 0.4 ^a | 1.81 \pm 1.07 ^{ab} | 1.23 \pm 0.3 ^a |

LD= Límite de detección del equipo.

Anexo 2. (Continuación) Concentración ($\bar{x} \pm d. e.$; $n=4$) de metales potencialmente tóxicos (mg Kg^{-1}) a los seis meses después de la plantación. Letras diferentes en superíndice representan las diferencias significativas ($\alpha=0.05$) por especie entre la concentración de los MPT para un mismo órgano vegetal y sistema (invernadero o azotea verde). (*) Órgano con una concentración significativamente mayor del metal evaluado en comparación con las otras partes de la planta.

| Órgano | Níquel (mg Kg^{-1}) (LD=0.5) | | Plomo (mg Kg^{-1}) (LD=0.004) | |
|------------------------------------|--|------------------------------|---|-------------------------------|
| | Invernadero | Azotea verde | Invernadero | Azotea verde |
| <i>Opuntia ficus-indica</i> | | | | |
| Cladodios | 2.42 \pm 0.8 ^c | 0.74 \pm 0.01 ^a | 0.12 \pm 0.04 ^a | 0.43 \pm 0.07 ^a |
| Raíces | 0.74 \pm 0.4 ^a | <LD | 0.61 \pm 0.2 ^{*a} | 1.99 \pm 0.6 ^{*b} |
| <i>Opuntia robusta</i> | | | | |
| Cladodios | 4.54 \pm 0.09 ^{*c} | <LD | 0.05 \pm 0.03 ^a | 0.14 \pm 0.04 ^a |
| Raíces | 1.4 \pm 0.4 ^{ab} | 2.36 \pm 0.8 ^c | 0.42 \pm 0.02 ^a | 1.47 \pm 0.3 ^{*c} |
| <i>Opuntia tomentosa</i> | | | | |
| Cladodios | <LD | <LD | 0.14 \pm 0.03 ^a | 0.04 \pm 0.01 ^a |
| Frutos | | 1.89 \pm 0.4 ^c | | 0.03 \pm 0.003 ^a |
| Raíces | 2.75 \pm 0.6 ^b | 1.16 \pm 0.4 ^a | 1.15 \pm 0.3 ^{*a} | 6.15 \pm 0.09 ^{*b} |
| <i>Agave celsii</i> | | | | |
| Hojas | 1.15 \pm 0.5 ^a | <LD | 0.27 \pm 0.09 ^a | 0.46 \pm 0.3 ^a |
| Tallos | 1.1 \pm 0.7 ^b | <LD | 0.25 \pm 0.02 ^a | 0.33 \pm 0.2 ^a |
| Raíces | 3.3 \pm 0.7 ^b | 0.99 \pm 0.2 ^a | 0.72 \pm 0.5 ^{*a} | 1 \pm 0.2 ^{*a} |

LD= Límite de detección del equipo.

Anexo 3. Concentración ($\bar{x} \pm d. e.$; $n=4$) de metales potencialmente tóxicos (mg Kg^{-1}) a los 12 meses después de la plantación. Letras diferentes en superíndice representan las diferencias significativas ($\alpha=0.05$) por especie entre la concentración de los MPT para un mismo órgano vegetal y sistema (invernadero o azotea verde). (*) Órgano con una concentración significativamente mayor del metal evaluado en comparación con las otras partes de la planta.

| Órgano | Cadmio (mg Kg^{-1}) (LD=0.028) | | Cobalto (mg Kg^{-1}) (LD=0.171) | | Cromo (mg Kg^{-1}) (LD=0.5) | |
|------------------------------------|--|--------------------------------|---|------------------------------|---|------------------------------|
| | Invernadero | Azotea verde | Invernadero | Azotea verde | Invernadero | Azotea verde |
| <i>Opuntia ficus-indica</i> | | | | | | |
| Cladodios | 0.094 \pm 0.02 ^a | 0.91 \pm 0.02 ^{*ab} | 0.77 \pm 0.1 ^b | 0.32 \pm 0.05 ^a | <LD | <LD |
| Raíces | 0.22 \pm 0.07 ^{ab} | 0.45 \pm 0.1 ^a | 0.92 \pm 0.2 ^{bc} | 0.26 \pm 0.09 ^a | <LD | 0.98 \pm 0.4 ^a |
| <i>Opuntia robusta</i> | | | | | | |
| Cladodios | 0.07 \pm 0.02 ^a | 0.55 \pm 0.1 ^a | 0.92 \pm 0.3 ^b | 0.4 \pm 0.08 ^a | <LD | <LD |
| Raíces | 0.21 \pm 0.02 ^a | 0.26 \pm 0.04 ^a | 0.97 \pm 0.3 ^{ab} | <LD | <LD | 1.88 \pm 0.7 ^b |
| <i>Opuntia tomentosa</i> | | | | | | |
| Cladodios | <LD | 0.36 \pm 0.1 ^a | 0.35 \pm 0.06 ^a | 0.33 \pm 0.1 ^a | <LD | <LD |
| Raíces | 0.14 \pm 0.04 ^a | 0.20 \pm 0.1 ^a | 0.78 \pm 0.1 ^{ab} | <LD | <LD | 0.75 \pm 0.1 ^a |
| <i>Agave celsii</i> | | | | | | |
| Hojas | 0.08 \pm 0.03 ^a | 0.81 \pm 0.2 ^{ab} | 0.45 \pm 0.01 ^a | <LD | 1.81 \pm 0.7 ^b | 1.62 \pm 1.1 ^{ab} |
| Tallos | 0.12 \pm 0.03 ^a | 0.78 \pm 0.1 ^{ab} | 0.51 \pm 0.06 ^b | <LD | <LD | <LD |
| Raíces | <LD | <LD | 0.36 \pm 0.1 ^a | <LD | 1 \pm 0.3 ^a | 1.07 \pm 0.5 ^a |

LD= Límite de detección del equipo.

Anexo 3. (Continuación) Concentración ($\bar{X} \pm d. e.$; $n=4$) de metales potencialmente tóxicos (mg Kg^{-1}) a los 12 meses después de la plantación. Letras diferentes en superíndice representan las diferencias significativas ($\alpha=0.05$) por especie entre la concentración de los MPT para un mismo órgano vegetal y sistema (invernadero o azotea verde). (*) Órgano con una concentración significativamente mayor del metal evaluado en comparación con las otras partes de la planta.

| Órgano | Níquel (mg Kg^{-1}) (LD=0.5) | | Plomo (mg Kg^{-1}) (LD=0.004) | |
|------------------------------------|--|------------------------------|---|-------------------------------|
| | Invernadero | Azotea verde | Invernadero | Azotea verde |
| <i>Opuntia ficus-indica</i> | | | | |
| Cladodios | 1.17 \pm 0.1 ^b | 1.86 \pm 1.05 ^c | 0.14 \pm 0.03 ^a | 1.61 \pm 0.04 ^{bc} |
| Raíces | 1.07 \pm 0.7 ^c | <LD | 0.14 \pm 0.03 ^a | 2.2 \pm 0.2 ^{*b} |
| <i>Opuntia robusta</i> | | | | |
| Cladodios | <LD | <LD | 0.18 \pm 0.03 ^a | 1.22 \pm 0.06 ^b |
| Raíces | 1.79 \pm 0.9 ^b | 1.3 \pm 0.8 ^b | 0.37 \pm 0.1 ^a | 1.66 \pm 0.1 ^b |
| <i>Opuntia tomentosa</i> | | | | |
| Cladodios | 1.56 \pm 0.3 ^b | 0.94 \pm 0.1 ^b | 0.07 \pm 0.03 ^a | 0.96 \pm 0.2 ^b |
| Raíces | 2.82 \pm 0.07 ^b | 1.17 \pm 0.9 ^a | 0.12 \pm 0.01 ^a | 1.06 \pm 0.2 ^a |
| <i>Agave celsii</i> | | | | |
| Hojas | 2.32 \pm 1.13 ^b | 1.87 \pm 0.5 ^b | 0.1 \pm 0.04 ^a | 0.48 \pm 0.1 ^a |
| Tallos | 1.21 \pm 0.2 ^c | 0.4 \pm 0.3 ^a | 0.28 \pm 0.14 ^{ab} | 0.94 \pm 0.4 ^b |
| Raíces | 0.87 \pm 0.02 ^a | 0.53 \pm 0.3 ^a | 0.09 \pm 0.03 ^a | 1.3 \pm 0.3 ^{*a} |

LD= Límite de detección del equipo

Anexo 4. Masa promedio (mg) de Cd, Co, Cr, Ni y Pb contenida por peso seco total en los cladodios, raíces y plantas completas de *Opuntia ficus-indica*.

| Colecta | Cladodios | Raíces | Plantas |
|------------------------------|------------------|---------------|----------------|
| Cadmio (mg) | | | |
| Inicial | 0.001 | | 0.001 |
| Invernadero 6 meses | 0.001 | 0.0001 | 0.001 |
| Azotea verde 6 meses | 0.007 | 0.002 | 0.009 |
| Invernadero 12 meses | 0.006 | 0.0004 | 0.006 |
| Azotea verde 12 meses | 0.469 | 0.004 | 0.473 |
| Cobalto (mg) | | | |
| Inicial | <LD | | <LD |
| Invernadero 6 meses | <LD | 0.0005 | 0.0005 |
| Azotea verde 6 meses | 0.01 | 0.001 | 0.011 |
| Invernadero 12 meses | 0.046 | 0.002 | 0.048 |
| Azotea verde 12 meses | 0.165 | 0.002 | 0.167 |
| Cromo (mg) | | | |
| Inicial | <LD | | <LD |
| Invernadero 6 meses | 0.035 | 0.001 | 0.036 |
| Azotea verde 6 meses | 0.034 | 0.002 | 0.036 |
| Invernadero 12 meses | <LD | <LD | <LD |
| Azotea verde 12 meses | <LD | 0.008 | 0.008 |
| Níquel (mg) | | | |
| Inicial | 0.03 | | |
| Invernadero 6 meses | 0.06 | 0.0006 | 0.06 |
| Azotea verde 6 meses | 0.044 | <LD | 0.044 |
| Invernadero 12 meses | 0.07 | 0.002 | 0.072 |
| Azotea verde 12 meses | 0.958 | <LD | 0.958 |
| Plomo (mg) | | | |
| Inicial | 0.001 | | 0.001 |
| Invernadero 6 meses | 0.003 | 0.0005 | 0.003 |
| Azotea verde 6 meses | 0.026 | 0.006 | 0.032 |
| Invernadero 12 meses | 0.008 | 0.0003 | 0.009 |
| Azotea verde 12 meses | 0.829 | 0.019 | 0.848 |

LD= Límite de detección

Anexo 5. Masa promedio (mg) de Cd, Co, Cr, Ni y Pb contenida por peso seco total en los cladodios, raíces y plantas completas de *Opuntia robusta*.

| Colecta | Cladodios | Raíces | Planta |
|-----------------------|------------------|---------------|---------------|
| Cadmio (mg) | | | |
| Inicial | <LD | | <LD |
| Invernadero 6 meses | <LD | <LD | <LD |
| Azotea verde 6 meses | 0.021 | 0.0005 | 0.021 |
| Invernadero 12 meses | 0.043 | 0.001 | 0.044 |
| Azotea verde 12 meses | 0.471 | 0.002 | 0.474 |
| Cobalto (mg) | | | |
| Inicial | <LD | | <LD |
| Invernadero 6 meses | 0.048 | 0.014 | 0.062 |
| Azotea verde 6 meses | 0.117 | 0.0004 | 0.117 |
| Invernadero 12 meses | 0.060 | 0.002 | 0.062 |
| Azotea verde 12 meses | 0.343 | <LD | 0.343 |
| Cromo (mg) | | | |
| Inicial | 0.150 | | 0.150 |
| Invernadero 6 meses | 0.149 | 0.013 | 0.162 |
| Azotea verde 6 meses | <LD | 0.002 | 0.002 |
| Invernadero 12 meses | <LD | <LD | <LD |
| Azotea verde 12 meses | <LD | 0.018 | 0.018 |
| Níquel (mg) | | | |
| Inicial | 0.421 | | 0.421 |
| Invernadero 6 meses | 0.449 | 0.013 | 0.463 |
| Azotea verde 6 meses | <LD | 0.003 | 0.003 |
| Invernadero 12 meses | <LD | 0.003 | 0.003 |
| Azotea verde 12 meses | <LD | 0.012 | 0.012 |
| Plomo (mg) | | | |
| Inicial | 0.017 | | 0.017 |
| Invernadero 6 meses | 0.005 | 0.004 | 0.009 |
| Azotea verde 6 meses | 0.048 | 0.002 | 0.050 |
| Invernadero 12 meses | 0.012 | 0.001 | 0.012 |
| Azotea verde 12 meses | 1.045 | 0.016 | 1.061 |

LD= Límite de detección

Anexo 6. Masa promedio (mg) de Cd, Co, Cr, Ni y Pb contenida por peso seco total en los cladodios, raíces y plantas completas de *Opuntia tomentosa*. (*) Representa la cantidad (mg) de metal contenida en los frutos colectados en la azotea verde a los seis meses.

| Colecta | Cladodios | Raíces | Planta |
|------------------------------|------------------|---------------|---------------|
| Cadmio (mg) | | | |
| Inicial | 0.003 | | 0.003 |
| Invernadero 6 meses | <LD | 0.0004 | 0.0004 |
| Azotea verde 6 meses | <LD | 0.0004 | 0.0004 |
| Invernadero 12 meses | <LD | 0.0007 | 0.0007 |
| Azotea verde 12 meses | 0.295 | 0.002 | 0.297 |
| Cobalto (mg) | | | |
| Inicial | 0.028 | | 0.028 |
| Invernadero 6 meses | 0.062 | 0.006 | 0.068 |
| Azotea verde 6 meses | 0.003* | <LD | 0.003 |
| Invernadero 12 meses | 0.054 | 0.004 | 0.058 |
| Azotea verde 12 meses | 0.27 | <LD | 0.27 |
| Cromo (mg) | | | |
| Inicial | <LD | | <LD |
| Invernadero 6 meses | 0.082 | 0.006 | 0.088 |
| Azotea verde 6 meses | <LD | 0.002 | 0.002 |
| Invernadero 12 meses | <LD | <LD | <LD |
| Azotea verde 12 meses | <LD | 0.008 | 0.008 |
| Níquel (mg) | | | |
| Inicial | 0.094 | | |
| Invernadero 6 meses | <LD | 0.012 | 0.012 |
| Azotea verde 6 meses | 0.017* | 0.002 | 0.019 |
| Invernadero 12 meses | 0.241 | 0.014 | 0.255 |
| Azotea verde 12 meses | 0.769 | 0.012 | 0.781 |
| Plomo (mg) | | | |
| Inicial | 0.009 | | 0.009 |
| Invernadero 6 meses | 0.017 | 0.005 | 0.022 |
| Azotea verde 6 meses | 0.008 (0.0003*) | 0.012 | 0.021 |
| Invernadero 12 meses | 0.011 | 0.001 | 0.012 |
| Azotea verde 12 meses | 0.786 | 0.011 | 0.797 |

LD= Límite de detección

Anexo 7. Masa promedio (mg) de Cd, Co, Cr, Ni y Pb contenida por peso seco total en las hojas, tallos, raíces y plantas completas de *Agave celsii*.

| Colecta | Hojas | Tallos | Raíces | Planta |
|-----------------------|--------------|---------------|---------------|---------------|
| Cadmio (mg) | | | | |
| Inicial | <LD | <LD | <LD | <LD |
| Invernadero 6 meses | 0.009 | 0.0004 | <LD | 0.009 |
| Azotea verde 6 meses | 0.012 | 0.0004 | <LD | 0.012 |
| Invernadero 12 meses | 0.003 | 0.0002 | <LD | 0.003 |
| Azotea verde 12 meses | 0.023 | 0.001 | <LD | 0.024 |
| Cobalto (mg) | | | | |
| Inicial | <LD | <LD | 0.006 | 0.006 |
| Invernadero 6 meses | 0.013 | 0.0005 | 0.009 | 0.022 |
| Azotea verde 6 meses | <LD | <LD | 0.002 | 0.002 |
| Invernadero 12 meses | 0.015 | 0.001 | 0.004 | 0.02 |
| Azotea verde 12 meses | <LD | <LD | <LD | <LD |
| Cromo (mg) | | | | |
| Inicial | 0.030 | <LD | 0.125 | 0.155 |
| Invernadero 6 meses | 0.029 | <LD | 0.021 | 0.05 |
| Azotea verde 6 meses | 0.011 | <LD | 0.006 | 0.017 |
| Invernadero 12 meses | 0.061 | <LD | 0.012 | 0.073 |
| Azotea verde 12 meses | 0.046 | <LD | 0.014 | 0.06 |
| Níquel (mg) | | | | |
| Inicial | 0.025 | 0.0005 | 0.086 | 0.112 |
| Invernadero 6 meses | 0.034 | 0.001 | 0.038 | 0.073 |
| Azotea verde 6 meses | <LD | <LD | 0.005 | 0.005 |
| Invernadero 12 meses | 0.078 | 0.002 | 0.01 | 0.09 |
| Azotea verde 12 meses | 0.053 | 0.0007 | 0.007 | 0.06 |
| Plomo (mg) | | | | |
| Inicial | <LD | 0.0001 | 0.005 | 0.005 |
| Invernadero 6 meses | 0.008 | 0.0003 | 0.008 | 0.017 |
| Azotea verde 6 meses | 0.008 | 0.0005 | 0.005 | 0.014 |
| Invernadero 12 meses | 0.003 | 0.0005 | 0.001 | 0.005 |
| Azotea verde 12 meses | 0.014 | 0.002 | 0.017 | 0.032 |

LD= Límite de detección