



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA  
DE MÉXICO

---

---

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

COMPARACIÓN DEL DEPÓSITO ATMOSFÉRICO (Cd,  
Zn, Cu y Pb) ACUMULADOS EN CORTEZA DE  
*Callitropsis* sp. DEL DESIERTO DE LOS LEONES Y  
BOSQUE DE SAN JUAN DE ARAGÓN

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

BIÓLOGA

PRESENTA:

KARLA ARACELI CARRANZA ESPINO



DIRECTOR: M. EN C. GERMÁN CALVA  
VÁSQUEZ

CIUDAD DE MÉXICO, SEPTIEMBRE 2019



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.

## **AGRADECIMIENTOS**

A la máxima casa de estudios “Universidad Nacional Autónoma de México” y a la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza por haberme formado durante estos años como Bióloga.

Al Laboratorio de Contaminación Atmosférica por brindarme todas las herramientas necesarias para mi formación y por convertirse en mi segundo hogar.

A mi director de tesis el M. en C. Germán Calva Vásquez, por ser el mejor docente del mundo, por compartir su conocimiento y su pasión por la biología, gracias por enseñarme a ver mis habilidades, capacidades y destrezas y por su tiempo dedicado a este trabajo. Lo admiro muchísimo por todo lo que es y por todo lo que nos inspira a ser, siempre estaré muy agradecida con usted.

A mis sinodales: Dra. Alberta Lourdes Castillo Granada, M. en C. María Magdalena Ayala Hernández, Dr. Efraín Reyes Ángeles Cervantes y a la Biól. Aida Zapata Cruz por la paciencia, tiempo y observaciones para la culminación de este trabajo.

A la Dr. Ofelia Morton Bermea y a la M. en C. Elizabeth Hernández Álvarez por el apoyo en la realización de mi servicio social, por enseñarme tanto en tan poco tiempo y sobre todo por impulsarme a crecer. Infinitamente gracias.

A la Secretaria de Ciencia, Tecnología e Innovación de la Ciudad de México SECITI/103/2017, por el financiamiento que contribuyó a la realización de este trabajo.

## DEDICATORIAS

A la vida por ser tan maravillosa, por enseñarme tanto todos estos años y por poder disfrutar cada momento.

A mis padres Marco Antonio y María Araceli por ser mi ejemplo a seguir, por apoyarme durante toda mi vida académica, por su amor, cariño, compañía y risas. Papá gracias por enseñarme a ser inteligente, fuerte y valiente como tú. Mamá gracias por ser mi mejor amiga y por consentirme tanto. Son los mejores padres que el universo me pudo dar.

A mis hermanas Ilse Paola Y Dennise Ariana por apoyarme en todo momento y ser mis mejores amigas. Pao gracias por alegrarme la vida siempre con tus ocurrencias, tantas cosas tan graciosas que hemos compartido juntas, que cuando sea viejita las contaré por siempre. Bodo gracias por ser mi ejemplo a seguir, te admiro tanto. Las amo.

Al hombre más maravilloso de mi mundo Juan Carlos, por estar a mi lado en los momentos buenos y malos, por apoyarme en cada paso y obstáculo que me encontré en este camino, por ser mi mejor amigo y novio. Agradezco tanto todo el tiempo que hemos vivido juntos, gracias por tanto amor y paz. Eres un ser de luz.

A mis amigos del AMORE: Brenda, Juan, Paulina, Tania y Charly, sin ustedes no estaría hoy aquí, los quiero por siempre, gracias por todas esas risas.

A mis amigos del Laboratorio de Contaminación Atmosférica con quienes compartí momentos increíbles. Sol, Lulú y Aline gracias por todas esas platicas y risas.

<b>ÍNDICE</b>	<b>Página</b>
<b>I. INTRODUCCIÓN</b> .....	1
<b>II. ANTECEDENTES</b> .....	3
<b>III. MARCO TEÓRICO</b> .....	5
3.1. Niveles de acidez atmosférica de la CDMX .....	5
3.2. Emisión de metales a la atmósfera .....	8
3.2.1. Fuentes naturales .....	8
3.2.2. Fuentes antropogénicas.....	8
3.3. Origen de los metales Cd, Zn, Cu y Pb.....	9
3.4. Dispersión de contaminantes en la atmósfera .....	11
3.5. Depósito atmosférico .....	13
3.6. Corteza arbórea.....	15
3.6.1. Estructura.....	15
3.6.2. Composición química .....	16
3.6.3. Metales adsorbidos en corteza arbórea .....	17
3.7. Biomonitor .....	20
3.8. Taxonomía de la especie arbórea .....	20
<b>IV. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN</b> .....	22
<b>V. JUSTIFICACIÓN</b> .....	22
<b>VI. HIPÓTESIS</b> .....	23
<b>VII. OBJETIVOS</b> .....	23
<b>VIII.ÁREAS DE ESTUDIO</b> .....	24
<b>IX. MATERIAL Y MÉTODO</b> .....	26
9.1. Trabajo de Campo.....	26
9.2. Trabajo de laboratorio.....	27
9.2.1. Medición de pH .....	27
9.2.2. Medición de la conductividad eléctrica .....	28
9.2.3. Medición de la capacidad media de amortiguamiento .....	28
9.2.4. Determinación de metales (Cu, Zn, Pb, Cd) por espectroscopia de absorción atómica .....	29
9.2.5. Imágenes de corteza por microscopia electrónica de barrido .....	31

9.3. Trabajo de gabinete.....	32
<b>X. RESULTADOS.....</b>	<b>33</b>
10.1. Acidez atmosférica.....	33
10.2. Depósito de partículas .....	35
10.3. Capacidad media de amortiguamiento .....	37
10.4. Acumulación de metales .....	39
10.5. Imágenes por microscopia electrónica de barrido .....	41
<b>XI. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN.....</b>	<b>42</b>
11.1. Concentración de pH, $\lambda$ y $\beta_0$ .....	42
11.2. Concentración de metales.....	47
<b>XII. CONCLUSIONES.....</b>	<b>51</b>
<b>XIII.REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>52</b>

## ÍNDICE DE FIGURAS

## Página

<b>Figura 1.</b> Proceso de la formación de la lluvia ácida.....	5
<b>Figura 2.</b> Registro del pH de la lluvia ácida de 1987-1996.....	6
<b>Figura 3.</b> Distribución espacial histórica del pH del agua de 1990-2006 .....	7
<b>Figura 4.</b> Tendencia del pH del agua de lluvia 2000-2016.....	8
<b>Figura 5.</b> Mapa de industrias de la Ciudad de México. ....	9
<b>Figura 6.</b> Estancamiento de la contaminación en la Ciudad de México .....	11
<b>Figura 7.</b> Mapa de flujo promedio mensual del viento de la Ciudad de México....	12
<b>Figura 8.</b> Mapa de vientos por periodos de la Ciudad de México. ....	13
<b>Figura 9.</b> Depósito atmosférico.....	14
<b>Figura 10.</b> Estructura de la corteza arbórea. ....	16
<b>Figura 11.</b> Estructura química de la celulosa.....	19
<b>Figura 12.</b> Acumulación del material particulado en corteza arbórea.....	20
<b>Figura 13.</b> <i>Callitropsis lusitanica</i> . ....	21
<b>Figura 14.</b> Corteza arbórea de <i>Callitropsis lusitanica</i> .....	21
<b>Figura 15.</b> Localización de las áreas de estudio .....	25
<b>Figura 16.</b> a) Colecta de corteza de <i>Callitropsis</i> sp., b) corteza de <i>Callitropsis</i> sp. .....	26
<b>Figura 17.</b> a) Secado, b) limpieza, c) pulverizado de corteza de <i>Callitropsis</i> sp....	27
<b>Figura 18.</b> Medición de pH en corteza de corteza de <i>Callitropsis</i> sp.....	27
<b>Figura 19.</b> Medición de la conductividad eléctrica en corteza de <i>Callitropsis</i> sp. .	28
<b>Figura 20.</b> Medición de la capacidad media de amortiguamiento en corteza de <i>Callitropsis</i> sp.....	29
<b>Figura 21.</b> a) Adición de ácidos, b) digestión de corteza de <i>Callitropsis</i> sp. , c) aparición de humos blancos.....	30
<b>Figura 22.</b> Análisis de metales (Cd, Pb, Zn y Cu) por espectroscopia de absorción atómica. ....	31
<b>Figura 23.</b> a), b), c) Procedimiento para la captura de imágenes por microscopia electrónica de barrido en corteza de <i>Callitropsis</i> sp. ....	32

<b>Figura 24.</b> Concentraciones máximas y mínimas de la acidez registrada en la corteza arbórea por periodo seco y húmedo del Desierto de los Leones. ....	33
<b>Figura 25.</b> Concentraciones máximas y mínimas de la acidez registrada en la corteza arbórea por periodo seco y húmedo del bosque de San Juan de Aragón.	34
<b>Figura 26.</b> Comparación del conjunto de datos para determinar los valores alrededor de la media de la conductividad eléctrica por periodo seco y húmedo del Desierto de los Leones. ....	35
<b>Figura 27.</b> Comparación del conjunto de datos para determinar los valores alrededor de la media de la conductividad eléctrica por periodo seco y húmedo del bosque de San Juan de Aragón. ....	36
<b>Figura 28.</b> Capacidad de amortiguamiento de <i>Callitropsis</i> sp. por periodo seco y húmedo del Desierto de los Leones. ....	38
<b>Figura 29.</b> Capacidad de amortiguamiento de <i>Callitropsis</i> sp. por periodo seco y húmedo del bosque de San Juan de Aragón. ....	39
<b>Figura 30.</b> Comparación de la acumulación de metales en corteza por sitio y periodo. ....	40
<b>Figura 31.</b> Partículas menores a 500 $\mu\text{m}$ adheridas a corteza de <i>Callitropsis</i> sp.	41
<b>Figura 32.</b> Partículas menores a 200 $\mu\text{m}$ adheridas a corteza de <i>Callitropsis</i> sp.	41
<b>Figura 33.</b> Comparación de medias del pH del bosque de San Juan de Aragón y Desierto de los Leones. ....	43
<b>Figura 34.</b> Comparación de medias de la conductividad eléctrica del bosque de San Juan de Aragón y Desierto de los Leones. ....	45
<b>Figura 35.</b> Comparación de medias de la capacidad media de amortiguamiento del bosque de San Juan de Aragón y Desierto de los Leones. ....	46
<b>Figura 36.</b> Comparación de medias de los metales en $\text{mg l}^{-1}$ durante el periodo seco del bosque de San Juan de Aragón y Desierto de los Leones. ....	49
<b>Figura 37.</b> Comparación de medias de los metales en $\text{mg l}^{-1}$ durante el periodo húmedo del bosque de San Juan de Aragón y Desierto de los Leones. ....	50

## ÍNDICE DE CUADROS

## Página

<b>Cuadro 1.</b> Emisiones estimadas en ton/año de Cd, Pb. Cu y Zn a la atmósfera. .	11
<b>Cuadro 2.</b> Composición química de la corteza arbórea .....	17
<b>Cuadro 3.</b> Descripción taxonómica de la especie arbórea en este estudio. ....	21
<b>Cuadro 4 .</b> Comparación de la variable pH de la corteza arbórea de <i>Callitropsis</i> sp. por periodo húmedo y seco del Desierto de los leones. ....	34
<b>Cuadro 5.</b> Comparación de la variable pH de la corteza arbórea de <i>Callitropsis</i> sp. por periodo húmedo y seco del bosque de San Juan de Aragón. ....	35
<b>Cuadro 6.</b> Comparación de la variable $\lambda$ de la corteza arbórea de <i>Callitropsis</i> sp. por periodo húmedo y seco del bosque del Desierto de los Leones. ....	36
<b>Cuadro 7.</b> Comparación de la variable $\lambda$ de la corteza arbórea de <i>Callitropsis</i> sp. por periodo húmedo y seco del bosque de San Juan de Aragón. ....	37
<b>Cuadro 8.</b> Comparación de la capacidad de amortiguamiento en corteza del Desierto de los Leones por periodos. ....	38
<b>Cuadro 9.</b> Comparación de la capacidad de amortiguamiento en corteza del bosque de San Juan de Aragón por periodos. ....	39
<b>Cuadro 10.</b> Se muestran los valores mínimos, máximos y promedios de metales en corteza de <i>Callitropsis</i> sp. por sitio y periodo en $\text{mg l}^{-1}$ .....	40
<b>Cuadro 11.</b> Promedio del pH por periodo y sitio. ....	42
<b>Cuadro 12.</b> Promedio de la conductividad eléctrica por sitio y periodo. ....	44
<b>Cuadro 13.</b> Capacidad media de amortiguamiento por sitio y periodo. ....	46
<b>Cuadro 14.</b> Concentración promedio de metales por periodo y sitio en $\text{mg l}^{-1}$ . ....	48
<b>Cuadro 15.</b> Comparación de la concentración media de Cd, Cu, Pb y Zn en corteza de diferentes especies. ....	48

## RESUMEN

En la Ciudad de México se generan más de 31,000 toneladas anuales de material particulado-PM<sub>10</sub>, de éstas el 41% son PM<sub>2.5</sub>; entre ellas hay Cd, Cu, Pb y Zn cuyo origen es antropogénico y de fuentes naturales. El depósito atmosférico húmedo y seco, así como el viento influyen su distribución en bosques urbanos y periféricos. Actualmente el inventario de emisiones de la Ciudad de México no tiene un registro de metales en relación al periodo estacional, por lo que el uso de los biomonitores como la corteza arbórea permitiría determinar su presencia, destino y concentración.

Se eligieron quince árboles de *Callitropsis* sp. aplicando el método del vecino más cercano y se colectó la corteza (100 g) por periodo húmedo y seco de los bosques de San Juan de Aragón y Desierto de los Leones. Se evaluaron pH, conductividad eléctrica, capacidad media de amortiguamiento, y metales (Cu, Zn, Pb, Cd) por espectroscopia de absorción atómica y se determinó la adherencia de metales por microscopia electrónica de barrido.

Los resultados arrojaron que lo más ácido pH  $\bar{x}$ =5.8 fue durante el periodo seco para el bosque de San Juan de Aragón y lo contrario para el periodo húmedo pH  $\bar{x}$ =7.3 del Desierto de los Leones. Se registraron las mayores concentraciones de sales 826.7  $\mu$ S en el periodo húmedo del Desierto de los Leones y el periodo seco 620.5  $\mu$ S de San Juan de Aragón. La mejor capacidad de amortiguamiento  $\beta_0$ =2.643 se obtuvo durante el periodo seco del Desierto de los Leones. Respecto a la acumulación de metales, la mayor concentración ocurrió durante el periodo seco del Desierto de los Leones para Cd 0.5312 mg l<sup>-1</sup> y Pb 0.3033 mg l<sup>-1</sup>, no así

para San Juan de Aragón, cuyas mayores concentraciones fueron de Cu 0.1891 mg l<sup>-1</sup> durante el periodo húmedo y Zn 1.0795 mg l<sup>-1</sup> el periodo seco.

Se concluyó que el método de biomonitor pasivo con corteza de *Callitropsis* sp. fue una herramienta útil para el registro de metales (Cd, Pu, Zn, Cu) en la atmósfera.

## I. INTRODUCCIÓN

En la Ciudad de México se ha registrado una acidez atmosférica de 5.6 principalmente a la presencia de ácido carbónico ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ) (SEDEMA, 2011), este valor puede disminuir debido al depósito de contaminantes como aerosoles, óxidos de azufre ( $\text{SO}_x$ ) y nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ), los cuales participan en las reacciones que producen el ácido sulfúrico y nítrico que conforman la lluvia ácida, formando así el depósito húmedo, mientras que el depósito seco está conformado por las partículas finas localizadas en la atmósfera y que posteriormente caen a la superficie a través de la gravedad y el viento sin haberse disuelto o suspendido en gotas de agua atmosférica (Figueruelo y Marino, 2004).

Debido al depósito atmosférico los aerosoles, compuestos gaseosos ácidos y partículas sólidas son depositados como cenizas u hollín, en corteza, hojas de los árboles, aportándose de esta manera a la Ciudad más de 10,000  $\text{PM}_{10}$  y 5,000  $\text{PM}_{2.5}$  toneladas anuales, estas partículas provienen de origen antropogénico, vehículos automotores y del sector industrial, que emiten metales (Al, **Cd**, Cr, Ni, Sb, **Cu**, Mn, Fe, **Pb**, **Zn**, Ba) a la atmósfera de acuerdo al Inventario de Emisiones (2016). Por otro lado, entre las fuentes naturales que contienen trazas de metales encontramos el polvo terrestre, las emisiones volcánicas y los incendios forestales (García, 2007).

La distribución espacial de este material particulado, está influenciado por el depósito atmosférico, actividades industriales, la combustión y las zonas con alta población que conllevan a la presencia de edificios los cuales modifican la

circulación del aire, reduciendo la velocidad del viento en la superficie (atmósfera en calma), incrementando la presencia y permanencia de los metales principalmente en zonas urbanas (Halstead *et al.*, 2000).

Para determinar la presencia de estos contaminantes atmosféricos se utilizan los biomonitores como la corteza arbórea ya que permiten obtener información cuantitativa de la calidad del ambiente, Nowak (2002) menciona que son capaces de reducir el 60% del material particulado, debido a que se depositan constantemente en pequeñas tasas durante largos periodos de tiempo, por lo que los niveles de contaminantes en la corteza permiten analizar los niveles de contaminación ambiental (Markert, 1993).

## II. ANTECEDENTES

La primera investigación del biomonitoreo de la contaminación del aire con corteza arbórea se realizó por Ståxang (1969) que colectó muestras de *Quercus robur*, *Acer platanoides* y *Alnus glabra* y determinó a través del pH que la acidificación del material refleja la acidificación reciente del medio ambiente.

Härtel y Grill (1972) introdujeron una estimación de la conductividad eléctrica en los extractos de corteza como una medida de la contaminación del aire y determinaron el método de muestreo a 1.5 m sobre el suelo y a una profundidad menor a 3 mm debido a que el perfil de concentración de metales en la corteza disminuye fuertemente al acercarse al núcleo de madera. Asimismo Legrand, Asta y Goudard (1996) a través de la especie *Abies pectinata* concluyeron que la conductividad eléctrica en corteza arbórea es un excelente indicador del tipo de partículas (SO<sub>2</sub>) que constituyen el depósito atmosférico.

Johnsen y Sochting (1973), Swieboda y Kalemba (1979) refieren que las especies de hoja caduca almacenan nitrógeno en las proteínas (pectinas o ligninas). En consecuencia el pH de las especies caducifolias es ligeramente básico, y ácido para la corteza de las perennes. Esta aportación condujo a los investigadores a realizar más estudios tomando el criterio el tipo de follaje en los arboles (caduco y perenne), El-Hasan, Al-Omari, Jiries y Al-Nasir (2002) determinaron que el valor promedio de pH en corteza arbórea de *Callitropsis* es de 5.185, sin embargo Calva (2006) reporta un pH de 3.7-6.2.

Posteriormente se incluyó al método de biomonitoreo la capacidad de amortiguamiento en corteza, esta se define de acuerdo a Nieboer y MacFarlane

(1984) como la capacidad que tiene la corteza arbórea de resistir cambios en su pH a pesar de la adición de ácidos ( $H_2SO_4$ ) y la adición de bases (NaOH).

Walkenhorst (1993) propone utilizar la corteza externa como bioindicador ya que consiste en una capa superficial muerta que no es fisiológicamente activa, ni tiene ciclos de crecimiento o procesos metabólicos que puedan interferir.

Huhn, Schulz, Stärk, Töller y Schüürmann (1995) demostraron que las partículas suspendidas, componentes ácidos y alcalinos son depositados a través de la lluvia y son acumulados en la corteza, por otra parte Perelman, Martínez y Castro (2007) señalaron que un régimen escaso de lluvias y baja humedad pueden ser factores de concentración de partículas en corteza.

Farmer, Bates y Bell (1991) condujeron a diferenciar el depósito de metales en corteza por sus diferentes capas y determinaron que la corteza (joven y delgada) es rica en cationes los cuales se lixivian a través del tronco. Aoyama y Kishino (2004) encontraron que existe mayor capacidad de adsorción de metales en la corteza externa (ritidoma) que en la corteza interna (floema), de igual manera Janta, Chantara, Inta, Kawashima y Satake (2016) indicaron que la concentración de Pb es alta en la corteza externa. Adecuado a estas aportaciones se estableció que para estudios de biomonitoreo con corteza es conveniente coleccionar solo la parte externa.

### III. MARCO TEÓRICO

#### 3.1. Niveles de acidez atmosférica de la CDMX

La emisión del bióxido de azufre ( $\text{SO}_2$ ), el óxido de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ) y el amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) acumulados en la atmósfera pueden convertirse en ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) y ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ) a través de la humedad del ambiente, la radiación solar y de reacciones intermedias. Estos ácidos se precipitan provocando la “lluvia ácida” que tiene un pH menor a 5.6, valor criterio de la lluvia natural debido a la presencia del ácido carbónico ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ) resultado de la reacción del agua ( $\text{H}_2\text{O}$ ) y del bióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) (Krupa, 1999). Estas precipitaciones aumentan la acidez en la vegetación, suelos, lagos, ríos y construcciones, afectando así a los ecosistemas (SEDEMA, 2016) (figura 1).

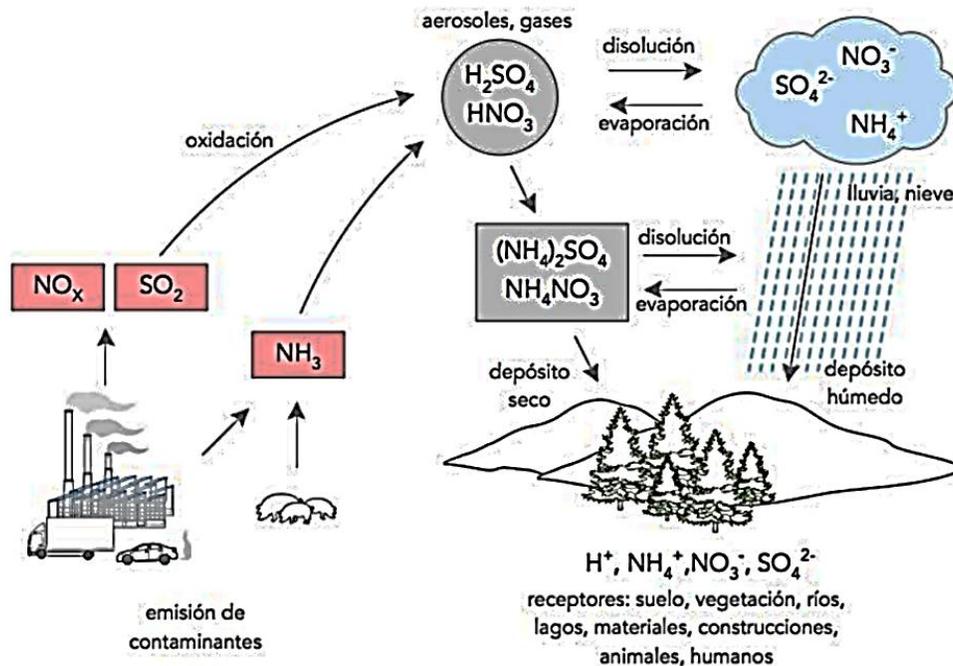
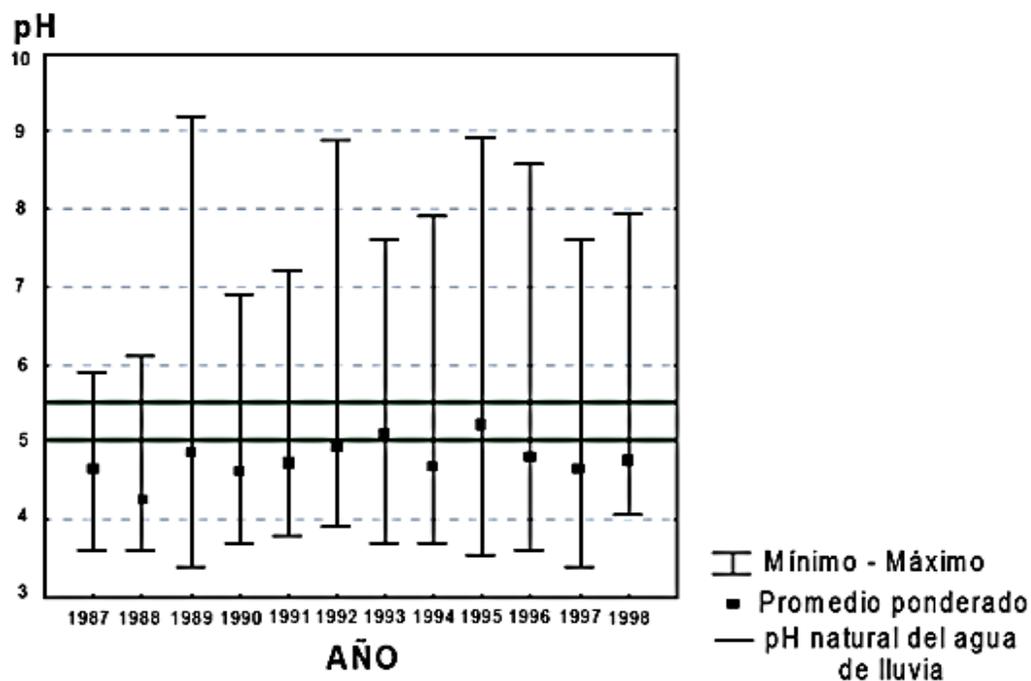


Figura 1. Proceso de la formación de la lluvia ácida tomada de SEDEMA, 2016.

En la Ciudad de México la acidez del agua de lluvia se ve afectada por la presencia de contaminantes debido a la gran cantidad de industrias por lo que las concentraciones de los contaminantes precursores de la precipitación ácida son muy altas (INECC, 2007).

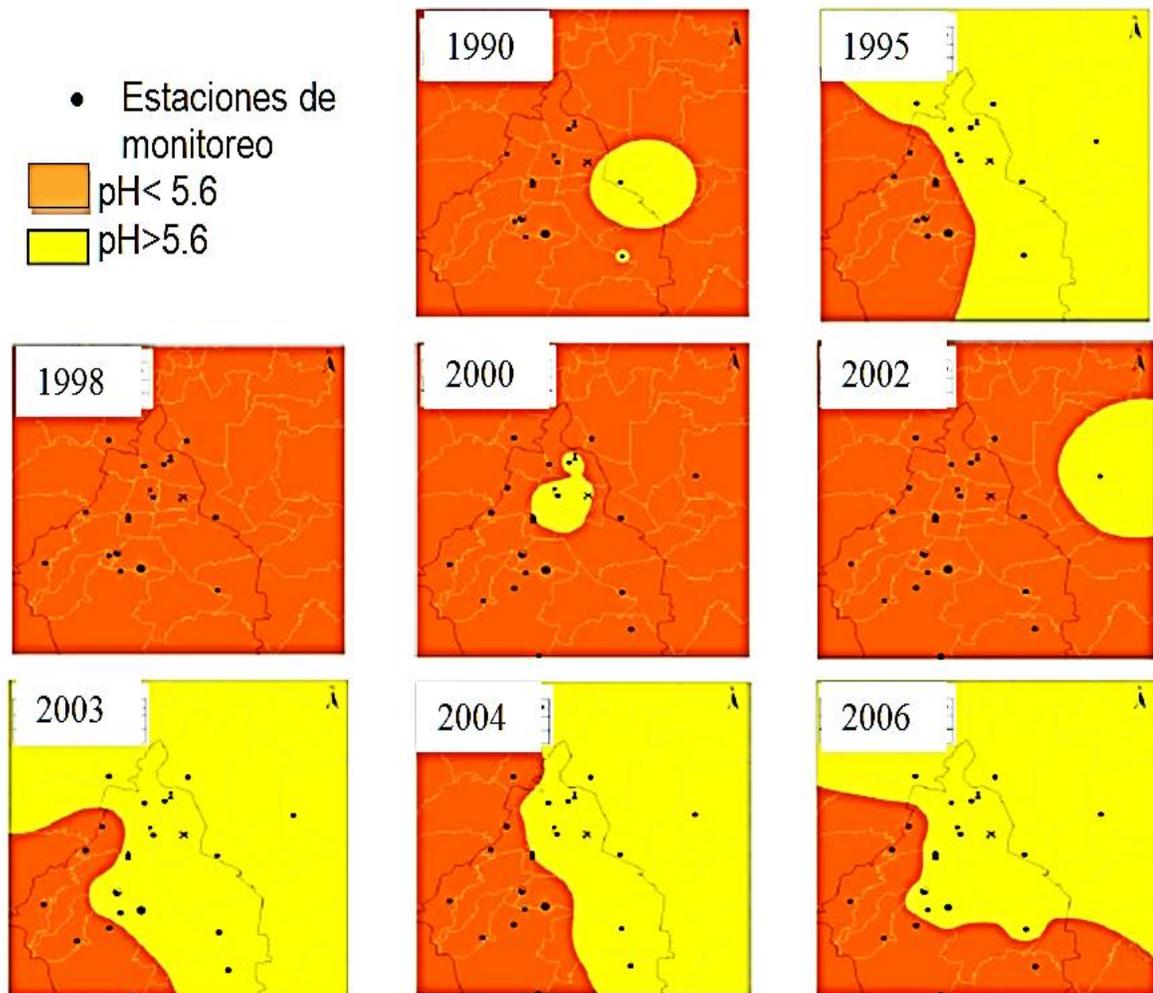
El programa de precipitaciones ácidas en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México-ZMVM registró durante 1987-1998 los valores más ácidos de pH 4.3-4.6 y 4.6-5.0 que se distribuyeron en la zona suroeste, dichos valores de pH se ubicaron por debajo de los valores criterio 5.0-5.6 a partir de los cuales se considera el agua de lluvia como ácida (figura 2) (RAMA, 1996).



**Figura 2.** Registro del pH de la lluvia ácida de 1987-1996 en la Zona Metropolitana del Valle de México-ZMVM modificada de RAMA, 1996.

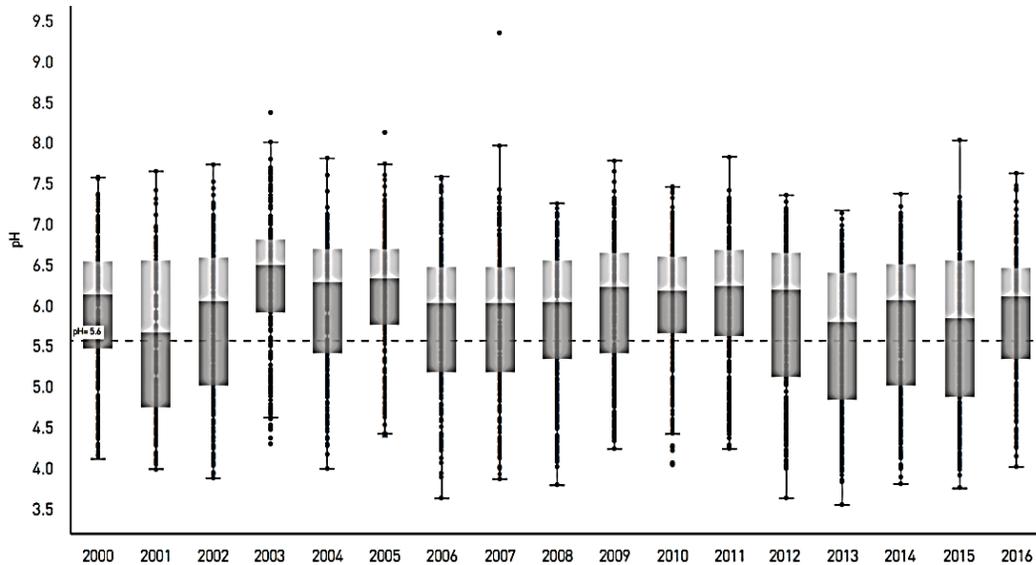
En la figura 3 el comportamiento de la lluvia ácida desde 1990-2006 (pH >5.6) en donde es evidente que la superficie afectada ha aumentado consistentemente en la zona sur-surponiente.

Lo anterior se asocia a los vientos predominantes en una dirección norteesuroeste, lo que propicia que los contaminantes ácidos sean trasladados hacia el sur de la Ciudad de México afectando principalmente a la zona de conservación (SMAGDF, SMAGEM, Semarnat y Salud, 2011).



**Figura 3.** Distribución espacial histórica del pH del agua de lluvia en la ZMVM (1990-2006) modificada de SEDEMA, 2006.

Sin embargo durante los siguientes años 2007-2016 (figura 4) se observó una menor acidez en el pH de agua de lluvia en la Ciudad de México a excepción de los años 2012 y 2015 (SEDEMA, 2018).



**Figura 4.** Tendencia del pH del agua de lluvia en la Ciudad de México (2000-2016) tomada de SEDEMA, 2018.

### **3.2. Emisión de metales a la atmósfera**

#### **3.2.1. Fuentes naturales**

Las emisiones naturales de metales a la atmósfera de la Ciudad de México provienen de erupciones volcánicas, polvo terrestre e incendios forestales (García, 2007).

#### **3.2.2. Fuentes antropogénicas**

Los metales provenientes de fuentes antropogénicas se deben principalmente a procesos industriales y vehículos automotores. En la Ciudad de México existen más de 32 mil industrias (figura 5) y 2, 322, 423 vehículos (SEDEMA, 2016). Las empresas con mayores emisiones de metales a la atmósfera están representadas por la fabricación de productos metálicos, la industria alimenticia, química, plástico y hule (INEGI, 2016).

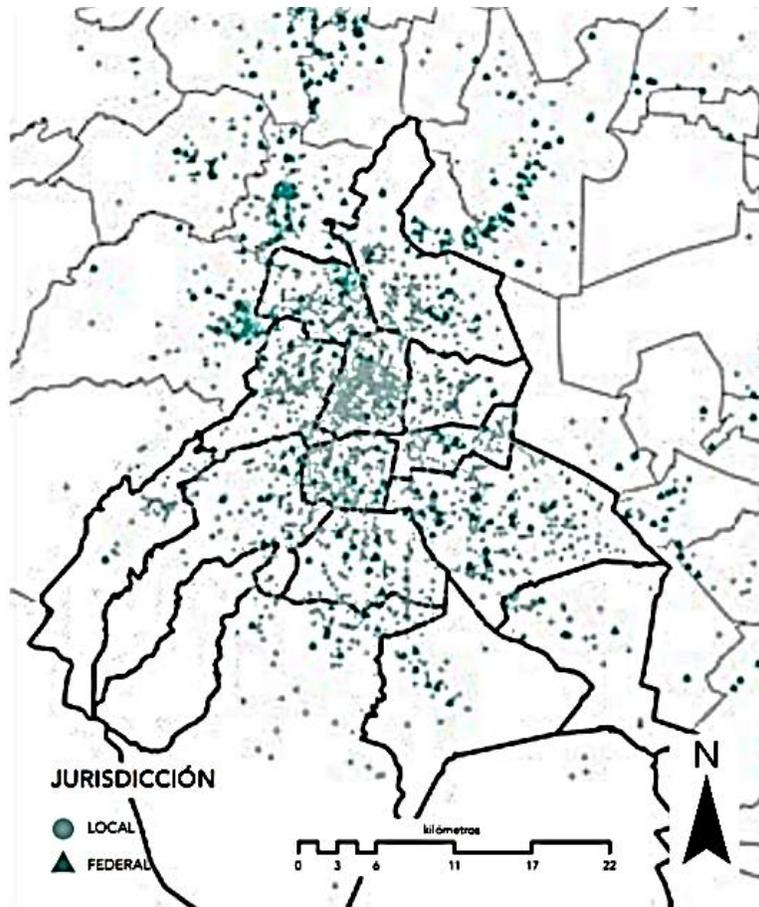


Figura 5. Mapa de industrias de la Ciudad de México tomada del Inventario del I.E.CDMX, 2016.

### 3.3. Origen de los metales Cd, Zn, Cu y Pb

#### Cadmio

El cadmio es un metal raro en la naturaleza, constituye el 0.00005 % de la corteza terrestre, tiene un peso atómico 112.41 y densidad  $8.65 \text{ g/cm}^3$ . Se presenta en minerales como la greenockita (CdS), en rocas sedimentarias como el esquisto blanco y fosforitas. La presencia de este elemento en la atmósfera es principalmente como consecuencia de las emisiones industriales principalmente fundidoras de zinc, hierro e incineradoras de basura (Reyes, 2005).

## **Zinc**

El zinc es un metal que representa sólo el 0.012% de la corteza terrestre, tiene un peso atómico 65.37 y densidad 7.14 g/cm<sup>3</sup>. Se encuentra de manera natural en minerales como la esfalerita (ZnS), sin embargo las fuentes de emisión a la atmósfera provienen de actividades mineras, industrias tabiquerías, además de que está relacionado con el empleo y el desgaste de los cauchos y frenos de los vehículos automotores (Brandl, 2005)

## **Cobre**

El cobre es un metal no ferroso, tiene un peso atómico 63.5 y densidad 8.96 g/cm<sup>3</sup>. Deriva de minerales como la calcocita (Cu<sub>2</sub>S), covelita (CuS), calcopirita (CuFeS<sub>2</sub>), bornita (Cu<sub>5</sub>FeS<sub>4</sub>) y enargita (Cu<sub>3</sub>AsS<sub>4</sub>). Es emitido a la atmósfera por la actividad minera y la industria manufacturera, fungicidas, fertilizantes y combustibles fósiles (Londoño *et al.*, 2016).

## **Plomo**

El plomo constituye el 0.0018% de la corteza terrestre, por lo que es un metal raro, presenta un peso atómico 207 y densidad de 11.3 g/cm<sup>3</sup>. Se encuentra en minerales como la galena (PbS) y ceurita (PbCO<sub>3</sub>). Es emitido al ambiente a través de la fundición de minerales en las que el plomo es un residuo (Reyes, 2005).

El listado de las emisiones de metales a la atmósfera se muestra en el siguiente cuadro:

**Cuadro 1.** Emisiones estimadas en ton/año de Cd, Pb, Cu y Zn a la atmósfera.

Elemento	Emisión atmosférica	
	Natural	Antropogénicas
Cadmio	0.29	5.5
Plomo	4	400
Cobre	19	260
Zinc	36	840

Fuente: Bradl, 2005.

### 3.4. Dispersión de contaminantes en la atmósfera

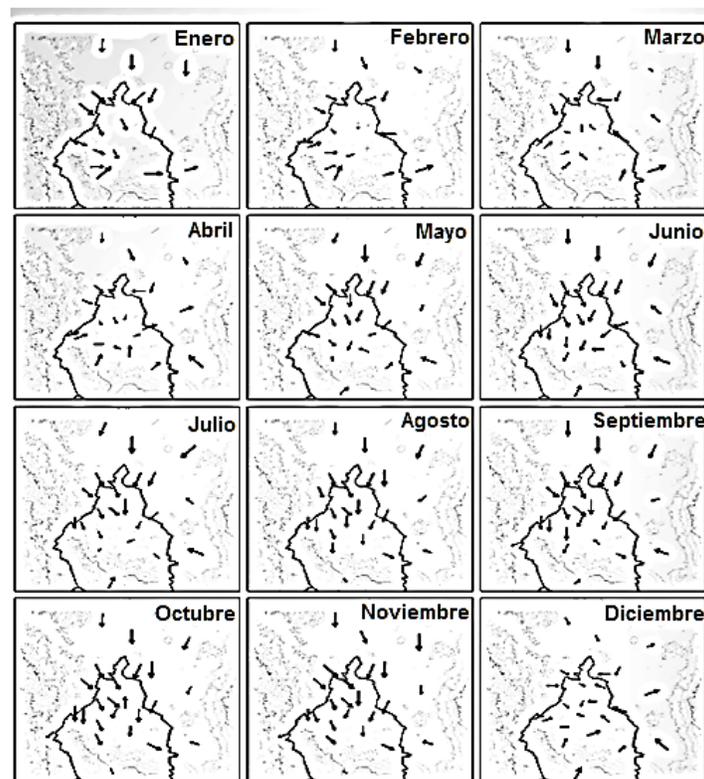
La actividad del viento, tanto en la superficie como en la altura, determina el destino de los contaminantes en las masas de aire. En días ventilados la contaminación se dispersa fácilmente, mientras que, en días con ausencia de viento se produce un estancamiento de la contaminación, un ejemplo de ello es la Ciudad de México, ya que su geomorfología limita la circulación del viento (figura 6), el suelo volcánico absorbe calor incidente y la altitud (2,420 msnm) la expone a rayos UV e IF; de ahí su mesoclima seco (Noviembre-Abril) y húmedo (Mayo-October).



**Figura 6.** Estancamiento de la contaminación en la Ciudad de México tomada de

[www.imagenesaereasdemexico.com](http://www.imagenesaereasdemexico.com)

La dirección del viento es una condición que permite el movimiento y transporte horizontal de los contaminantes atmosféricos, mientras que la velocidad determina su dilución. La dispersión vertical de los contaminantes atmosféricos está determinada por el gradiente vertical de temperatura de la atmósfera y con el calor absorbido por el suelo urbano. A nivel regional el viento de la Ciudad de México, se relaciona con dirección, velocidad e intensidad de los vientos locales (figura 7).



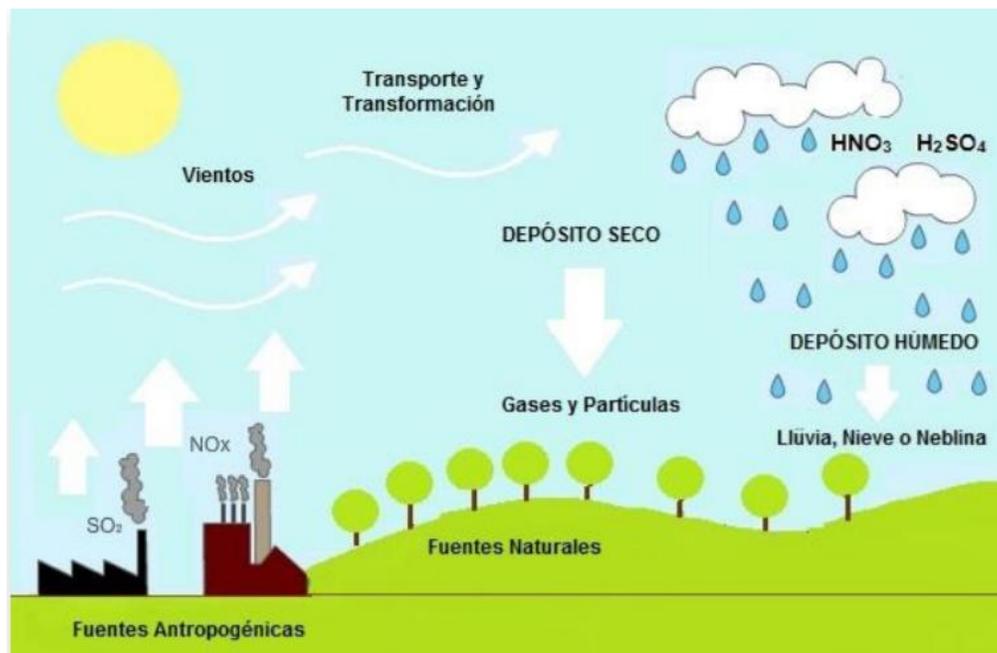
**Figura 7.** Mapa de flujo promedio mensual del viento de la Ciudad de México tomada de SEDEMA, 2015.

La región donde se asienta la Ciudad de México tiene una afluencia de vientos alisios (periodo húmedo) durante los meses mayo-octubre, los cuales tienen una intensidad débil con una trayectoria predominante desde el norte – noreste que pueden alcanzar hasta 40 km/h (11.1 m/s) (figura 8). Durante el



En el depósito húmedo los contaminantes presentes en el aire son atrapados por el agua que forman las nubes y se depositan a través de las precipitaciones (lluvia, nieve o granizo) (Gallego *et al.*, 2012).

Durante el depósito seco los gases y partículas presentes en el aire, se depositan a la superficie terrestre por acción de la gravedad y son absorbidos o adsorbidos por los diversos compartimientos sobre los que inciden: suelo, vegetación y agua sin haberse disuelto o suspendido en gotas de agua atmosférica (Fernández, 2001).



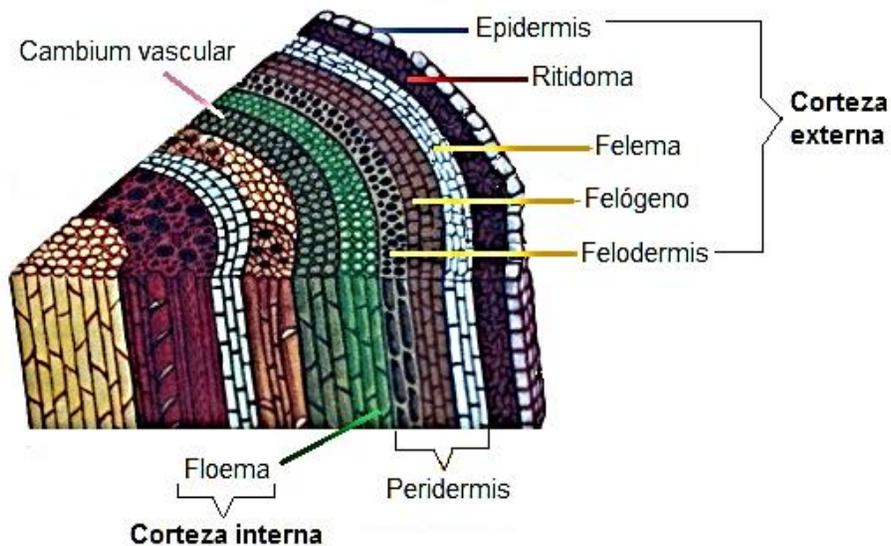
**Figura 9.** Depósito atmosférico (Vargas, 2018).

### **3.6. Corteza arbórea**

#### **3.6.1. Estructura**

La corteza de un árbol abarca entre el 9-15% del volumen total del árbol y se define como la capa externa del tronco y desde el punto de vista anatómico, incluye todos los tejidos vegetales exteriores al cambium. Está constituida por dos capas, corteza muerta o externa, denominada ritidoma y una corteza viva o interna (figura 10) que corresponde al floema que es producido por la actividad del cambium.

En la corteza arbórea existen dos regiones meristemáticas capaces de la división celular: el corcho y el cambium vascular. La capa más externa (agrietada) llamada corcho/felema es un tejido secundario que se origina hacia afuera por divisiones de células meristemáticas del felógeno, esta capa está compuesta por células muertas que contienen suberina, una sustancia compuesta por una cadena de ácidos grasos que proporcionan protección ante los daños mecánicos, químicos y biológicos, así como de la pérdida de humedad. El felógeno, felema y felodermis conforman la peridermis. Al interior de esta capa existe un conjunto de células vivas llamadas parénquima, formada por células llamadas felodermis. Además de la peridermis como tejido más interno en la corteza, existe un floema secundario que emerge de las divisiones del cambium vascular, mientras que el tejido más externo lo conforma la epidermis (Chrabąszcz, 2016).



**Figura 10.** Estructura de la corteza arbórea modificada de [https://www.udg.co.cu/cmap/botanica/Estructura\\_secundaria\\_lenosa\\_del\\_tallo\\_en\\_dicotiledoneas.htm](https://www.udg.co.cu/cmap/botanica/Estructura_secundaria_lenosa_del_tallo_en_dicotiledoneas.htm).

### 3.6.2. Composición química

La corteza arbórea está compuesta por celulosa, hemicelulosa, lignina, extractivos y ceniza de acuerdo a Pereira (2012) en donde describe que la corteza es más heterogénea que la madera con respecto a la proporción de los componentes principales (cuadro 2). Sin embargo autores como Dou *et al.*, (2016) clasifican estos compuestos químicos en extractivos y no extractivos. Dentro de los extractivos encontramos los taninos, ceras, terpenos, ácidos grasos, lignanos, flavonoides y carbohidratos extractables, mientras que los compuestos inorgánicos (ceniza), lignina, celulosa, hemicelulosa y suberina se consideran no extractivos.

Los elementos más comunes dentro de las cenizas son el Ca, Mg y K. Para los elementos extractivos encontramos de 3 a 5 veces más compuestos hidrofílicos que lipofílicos (Harkin y Rowe, 1971).

El corcho-felema está compuesto principalmente de lignina y suberina (biopolímeros hidrofóbicos) junto con polisacáridos hidrófilos como la celulosa y hemicelulosa. La suberina es uno de los compuestos principales de las paredes celulares del felema, dependiendo la especie representa entre el 2 y el 45% de los compuestos químicos de la corteza, esta consiste en una estructura poliéster compuesta de una cadena de ácidos grasos, hidroxigrasos, ácidos fenólicos unidos por grupos éster (Pereira, 2007). Los principales monosacáridos producidos por la hemicelulosa son la galactosa, arabinosa y xilosa (Rowell, 2012).

**Cuadro 2.** Composición química de la corteza arbórea

<b>Componentes de la corteza</b>	<b>Corteza (%)</b>	<b>Madera (%)</b>
<b>Ceniza</b>	2-15	>1
<b>Extractivos</b>	5-30	1-10
<b>Lignina</b>	20-30	20-35
<b>Celulosa</b>	20-40	40-60
<b>Hemicelulosa</b>	20-30	15-30
<b>Suberina</b>	2-45	-

Fuente: Pereira, 2012.

### **3.6.3. Metales adsorbidos en corteza arbórea**

Şen *et al.*, (2015) define la adsorción de metales por corteza como un proceso fisicoquímico en el cual participan: el sistema de adsorción, el metal y el adsorbente.

De acuerdo a estos autores los parámetros más importantes en un sistema de adsorción son el pH, la temperatura y el tiempo de adsorción. El pH afecta de tres maneras:

1. A bajo pH los sitios activos son protonados y comienza una competición entre los iones metálicos y los protones para los sitios activos.

2. Extremos valores de pH pueden alterar la superficie del adsorbente.

3. A valores altos de pH se forman precipitados y complejos de hidróxido de metal. Martin-Dupont *et al.*, (2002) llega a la conclusión de que la adsorción de metales ocurre en condiciones ligeramente ácidas en los primeros minutos de contacto.

En cuanto a la temperatura cuando esta es alta, mayor será la adsorción de metales. Sin embargo Martin-Dupont *et al.*, (2002) menciona que existe una mejor adsorción de metales cuando la temperatura oscila de 2-25°C.

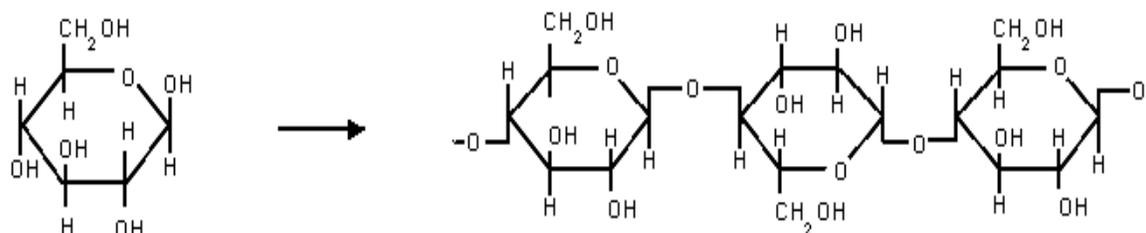
Los factores relacionados con la adsorción de metales son: el tipo de sorción (competitiva y no competitiva), la polarizabilidad, la hidratación de entalpia del catión y el número de electrones desapareados. Los metales en una solución pueden competir con otros iones para los sitios de adsorción, cuando solo hay un metal disponible la adsorción es no competitiva, mientras que en condiciones de varios metales disponibles se considera como adsorción competitiva.

Los iones grandes son más polarizables porque sus electrones son poco retenidos ya que su distancia al núcleo es larga, por lo tanto son más fáciles de separar del átomo y de enlazarse a los sitios de adsorción de corteza. Los elementos con alta polarización son  $Pb > Zn > Cu$ . En cuanto a la hidratación de entalpia del catión entre más pequeña más fácil perder ligandos para unirse al adsorbente. Mientras que los elementos con pares de electrones desapareados tienen mayor posibilidad de unirse a la corteza.

La diversa composición química de la corteza ofrece numerosas posibilidades de unión para una amplia gama de contaminantes, en particular las altas cantidades de ceniza y los compuestos extractivos (Şen *et al.*, 2015), además de los iones oxidrilo (OH<sup>-</sup>) de la celulosa (figura 11) y la hemicelulosa que son responsables de adsorber partículas de la atmosfera a través de las fuerzas de Van Der Walls y/o por los puentes de hidrógeno, con el consecuente rompimiento de enlaces en las cadenas de celulosa (Calva *et al.*, 2006).

Autores como Randall *et al.*, (1974), Bailey *et al.*, (1999) y Vázquez *et al.* (1994) mencionan que los grupos polihidroxi-polifenoles presentes en los taninos y la lignina tienen un alto potencial en la capacidad de adsorción de metales mediante el intercambio iónico y la formación de complejos.

Chubar *et al.*, (2004) demostró que los metales se unen a grupos carboxílicos dentro del felema, demostrando así que los grupos ácidos en corteza tienen un papel importante en la adsorción de estos elementos. Shin en 2005 encontró que grandes cantidades de Cu<sup>+2</sup> son adsorbidos en corteza arborea debido al oxalato de calcio. Aoyama *et al.*, (2004) mencionó que existe mayor capacidad de adsorción de metales en la corteza externa (ritidoma) que en la corteza interna (floema).

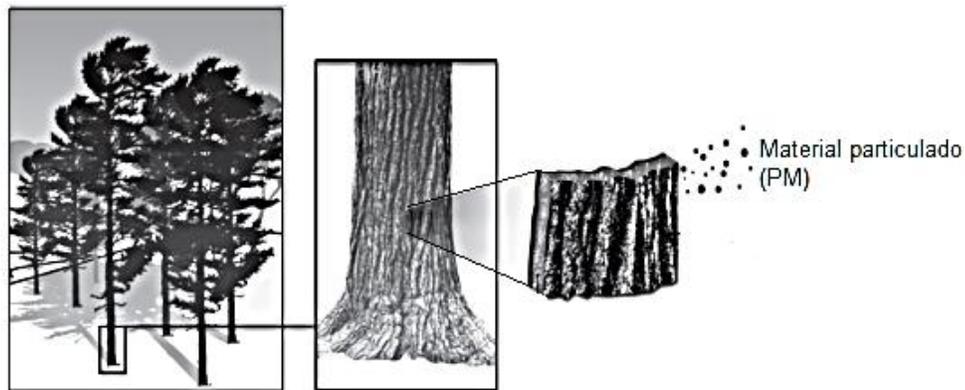


**Figura 11.** Estructura química de la celulosa tomada de tomada de Pallardy, 2008.

### 3.7. Biomonitor

Un biomonitor hace referencia a un organismo que contiene información de aspectos cuantitativos de la calidad del ambiente. Estos permiten evaluar el depósito natural y antropogénico de sustancias provenientes del ambiente terrestre y atmosférico a través del muestreo y análisis del individuo (Zhou *et al.*, 2008).

La corteza acumula el material particulado derivado de la deposición seca (figura 12) y húmeda por lo que se ha empleado como un biomonitor pasivo de la contaminación ambiental (Pöykiö *et al.*, 2005).



**Figura 12.** Acumulación del material particulado en corteza arbórea (Chrabąszcz, 2016).

### 3.8. Taxonomía de la especie arbórea

La identificación taxonómica de la especie para ambas zonas se realizó a través de Rzedowski y Rzedowski (2005) y a la base de datos de “Tropicos®”, la cual se describe en el siguiente cuadro:

**Cuadro 3.** Descripción taxonómica de la especie arbórea en este estudio.

<b>Reino:</b>	Plantae	
<b>Clase:</b>	Equisetopsida	
<b>Orden:</b>	Cupressales	
<b>Familia:</b>	Cupressaceae	
<b>Género:</b>	Callitropsis	
<b>Especie:</b>	<i>Callitropsis lusitanica</i> (Mill.) D.P. Little	
<b>Nombre común:</b>	Cedro blanco, ciprés.	
<b>Descripción:</b>	Árbol perennifolio, corpulento, de 12 a 30 m de altura, tronco recto con ramas horizontales, algo ascendentes. Es de rápido crecimiento y vive alrededor de 60 años (figura 13).	
<b>Hojas</b>	Tienen forma de escamas, son imbricadas, con ápice agudo y base redondeada; son de color verde oscuro y miden cerca de 2 mm de largo por 1 mm de ancho. Son de color verde oscuro.	
<b>Conos</b>	Los masculinos aparecen en la parte terminal de las ramillas; son amarillentos y ovales, miden de 3 a 4 mm de largo y tienen 14 y 16 escamas ovadas. Los femeninos están situados en las axilas de las ramas y son dehiscentes, es decir que se abren naturalmente. Son globosos, aparecen en conjuntos de 6 y miden de 1.2 a 2 cm de diámetro. Su forma es subpoligonal e irregular.	
<b>Corteza</b>	Delgada, resinosa, de pardo rojizo cuando es joven y color gris después, desprendible en bandas largas y estrechas (figura 14).	

**Figura 13.** *Callitropsis lusitanica*.

**Figura 14.** Corteza arbórea de *Callitropsis lusitanica*.

#### **IV. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN**

La Red Automática de Monitoreo Atmosférico-RAMA registra el material particulado ( $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ ) principalmente de la zona urbana en donde encontramos al bosque de San Juan de Aragón y el depósito atmosférico húmedo para el Desierto de los Leones el cual queda al margen del área de suelo de conservación, sin embargo no registra los metales (Cu, Zn, Cd, Pb) en relación al periodo estacional húmedo y seco.

De acuerdo con lo anterior se han realizado las siguientes preguntas científicas:

1. ¿En qué proporciones y/o qué diferencias ocurren en el depósito atmosférico (Cu, Zn, Pb, Cd) durante el periodo húmedo y seco?
2. ¿La concentración de los elementos en el Desierto de los Leones es menor a la registrada al bosque de San Juan de Aragón, en virtud de estar más cercas a las fuentes de contaminación?

#### **V. JUSTIFICACIÓN**

Es importante determinar la concentración de las partículas metálicas (Cu, Zn, Cd, Pb) que no registra la RAMA, ni el inventario de emisiones de la Ciudad de México en relación al periodo estacional con el fin de entender el transporte, evaluar el tipo y grado de contaminación en las áreas urbanas.

## **VI. HIPÓTESIS**

El periodo seco, así como la cercanía a las industrias de la Ciudad de México contribuyen a la acumulación de partículas metálicas, entonces el bosque de San Juan de Aragón tendrá mayor depósito de metales en la corteza arbórea de *Callitropsis* sp., en comparación con el bosque localizado en el Desierto de los Leones.

## **VII. OBJETIVOS**

### **OBJETIVO GENERAL**

Comparar la concentración de metales (Cu, Zn, Pb, Cd) durante los periodos húmedo y seco en la corteza de *Callitropsis* sp. en el Desierto de los Leones y el bosque de San Juan de Aragón como evidencia de la composición del material particulado suspendido.

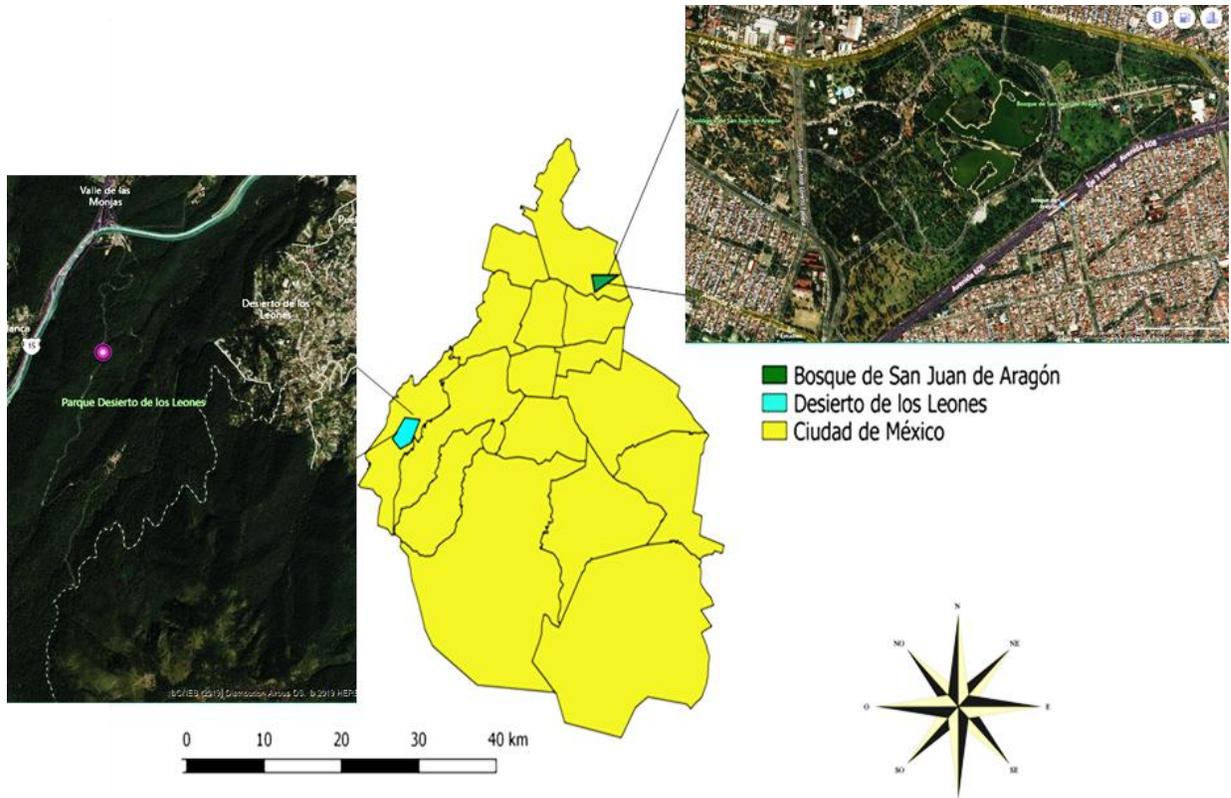
### **OBJETIVOS PARTICULARES**

1. Determinar la zona de estudio con más depósito de metales (Cu, Zn, Pb, Cd) en corteza arbórea.
2. Comparar la variación de acidez, conductividad eléctrica y capacidad media de amortiguamiento por periodo seco y húmedo en corteza del Desierto de los Leones y bosque de San Juan de Aragón.
3. Determinar mediante microscopía electrónica de barrido la adherencia de partículas suspendidas en corteza de *Callitropsis* sp.

## VIII. ÁREAS DE ESTUDIO

El bosque del Desierto de los Leones-DDLL se ubica al suroeste de la Ciudad de México (figura 15), pertenece a las delegaciones Cuajimalpa y Álvaro Obregón, cuenta con una superficie de 1,529 ha con una vegetación predominante de *Abies religiosa*, *Pinus hartwegii*, *Quecus laurina*, *Garrya laurifolia*, *Salix paradoxa* y *Buddleia cordata*. Se presenta un clima C (W<sub>2</sub>) con base a la clasificación de Köppen, modificada por García, (1988) que equivale a templado con lluvias en verano, precipitación invernal menor de 5%, teniendo un promedio de 1340.6 mm. Su altitud promedio es de 3500 msnm. De acuerdo con INEGI (2000), el suelo es de origen volcánico y se clasifica como podzólico. El paraje de muestreo se localizó en las coordenadas 19° 22' 24" N y 99° 01' 58" O.

El bosque de San Juan de Aragón-SJA se encuentra al norte de la Ciudad de México (figura 15). Está ubicado en la delegación Gustavo A. Madero, con una extensión de 162.028 ha, de las cuales 70.94% son áreas arboladas o con vegetación en donde encontramos principalmente *Casuarina equisetifolia*, *Eucaliptus camaldulensis*, *Callitropsis lusitánica*, *Schinus molle*, *Fraxinus uhdei*, *Lingelsh*, *Callitropsis sempervirens*, y *Grevillea robusta*. Presenta un clima BS1kw (w) (i') semiseco, templado con lluvias en verano, precipitación media de 569.1 mm. Su altitud promedio es de 2240 m y suelo de tipo solonchak (GDF, 2001; SMA, 2003). El paraje de muestreo se localizó en las coordenadas 19° 27' 04" N y 99° 04' 50" O.



**Figura 15.** Localización de las áreas de estudio (autor)

## IX. MATERIAL Y MÉTODO

### 9.1. Trabajo de Campo

De acuerdo con el método del vecino más cercano se colectó con ayuda de un formón y guantes 90-100 g de corteza a la altura del pecho (1.50 m) aproximadamente unos 2-3 mm de profundidad de 15 árboles de *Callitropsis* sp. (figuras 16a y b) preferentemente de la misma edad por sitio y por periodo húmedo (mayo-octubre) y seco (noviembre-abril) (Grodzinska, 1982; Tayel, 2002). De cada árbol se tomaron dos muestras de lados opuestos N y S, con un diámetro mayor a 50 cm, sin daño físico y sin parásitos en el fuste (Santamaría y Martín, 1997). Posteriormente se guardaron las muestras en bolsas de polietileno para su transporte al laboratorio.



**Figura 16.** a) Colecta de corteza de *Callitropsis* sp., b) corteza de *Callitropsis* sp.

## 9.2. Trabajo de laboratorio

Con el uso de guantes se colocó la corteza arbórea en bolsas estroza para su secado a 90°C por 48 h con el fin de evitar la contaminación de la muestra (figura 17a), posteriormente se eliminaron los líquenes y musgos con ayuda de un cepillo (figura 17b) y finalmente se cortó en trozos pequeños para su posterior pulverizado (figura 17c).



**Figura 17.** a) Secado, b) limpieza, c) pulverizado de corteza de *Callitropsis* sp.

### 9.2.1. Medición de pH

Se tomaron 2 g de corteza molida y se colocó el doble de agua destilada p/v, se agitó y se realizaron sus lecturas después de 24 h de acuerdo a (Staxäng, 1969) con un potenciómetro marca Conductronic (Modelo pH-20) cuya resolución y repetibilidad es de  $\pm 0.01$  pH con un electrodo de membrana de vidrio (figura 18).



**Figura 18.** Medición de pH en corteza de corteza de *Callitropsis* sp.

### 9.2.2. Medición de la conductividad eléctrica

Se tomaron 1.5 g de corteza y se mezclaron con 15 mL de agua desionizada, se dejó reposar 48 h a una temperatura de 5°C para evitar su contaminación (Poikolainen, 1997) con un conductivímetro multi-rango portátil modelo (HANNA HI8633/HI8733) con una precisión del 1% (figura 19).



Figura 19. Medición de la conductividad eléctrica en corteza de *Callitropsis* sp.

### 9.2.3. Medición de la capacidad media de amortiguamiento

De los 15 árboles se eligieron cinco al azar por área de estudio, de los cuales se tomaron 2 g de corteza molida y se le agregó el doble de agua desionizada p/v. Después de refrigerar durante 48h a una temperatura de 5°C se tomaron dos muestras de corteza, a las cuales a una se le agregó alícuotas de NaOH 0.1 N de 1 mL a 10 mL y a otra alícuotas de HCl 0.1 N de 0.1 mL a 1 mL, posteriormente de 1mL hasta 10 mL, se agitaron las muestras y se leyó el pH. Se llevó a cabo el blanco de la misma manera omitiendo la muestra (Staxäng, 1969) (figura 20). Este parámetro se obtuvo mediante la siguiente ecuación de acuerdo a Johnsen (1973).

$$\beta_0 = \frac{[0.001]}{\Delta pH}$$

En donde:

$$\Delta pH = pH_{\text{final}} - pH_{\text{inicial}}$$



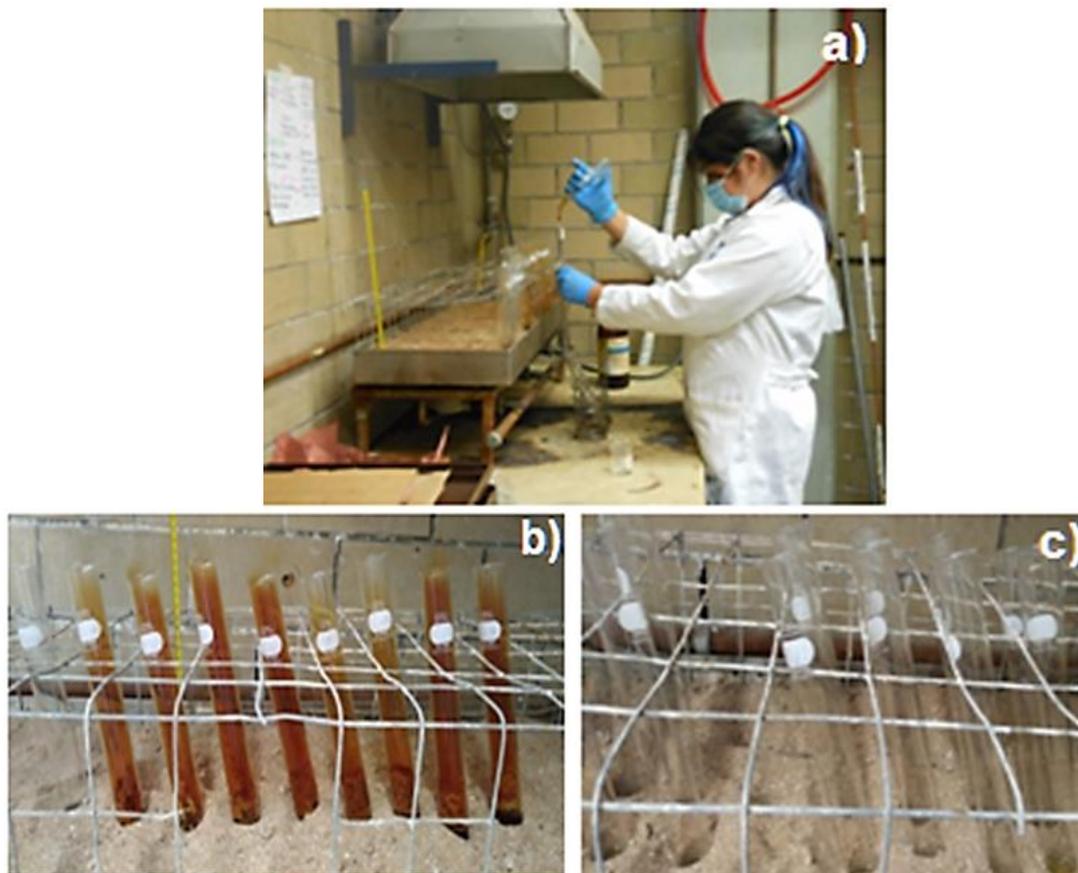
**Figura 20.** Medición de la capacidad media de amortiguamiento en corteza de *Callitropsis* sp.

#### **9.2.4. Determinación de metales (Cu, Zn, Pb, Cd) por espectroscopia de absorción atómica**

Todo el material utilizado para el análisis de elementos se sometió previamente a una limpieza con la finalidad de eliminar posibles contaminantes de acuerdo a los siguientes pasos: se lavó con una solución extran al 2% por 30 minutos, seguido de agua corriente, posteriormente se dejó por 20 minutos en H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> al 10% y se lavó con agua desionizada.

Para la determinación de metales se tomaron 0.5 g de corteza molida, los cuales se transfirieron a un tubo de ensayo, y se le añadieron 6 mL de una solución digestora 2:1 HNO<sub>3</sub> (65%) y de HClO<sub>4</sub> (75%) (figura 21a). Esta permaneció en predigestión 48 h a temperatura ambiente. Posteriormente se agitó

suavemente y colocó a baño de arena (calor moderado), incrementando a una temperatura de 210°C (figura 21b). Después de la aparición de vapores blancos (figura 21c), la digestión se continuó por espacio de quince a veinte minutos más. Enseguida se dejó enfriar para su filtrado y se aforó a 50 mL. La digestión de blancos, se llevó a cabo del mismo modo omitiendo la muestra (Allen *et al.*, 1974).



**Figura 21.** a) Adición de ácidos, b) digestión de corteza de *Callitropsis* sp. , c) aparición de humos blancos.

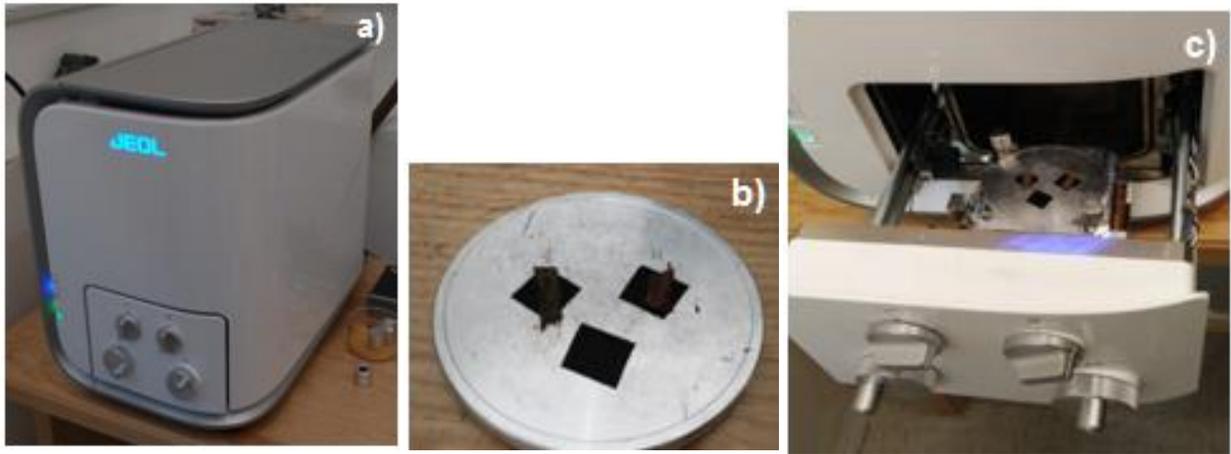
La cuantificación de metales en las muestras se realizó por espectroscopia de absorción-AAS, marca Varian, modelo SpectrAA 200 (figura 22). Para el análisis se realizó una curva de calibración por cada elemento (Cd, Zn, Cu y Pb) a partir de una solución de referencia (1000 ppm).



**Figura 22.** Análisis de metales (Cd, Pb, Zn y Cu) por espectroscopia de absorción atómica.

### **9.2.5. Imágenes de corteza por microscopia electrónica de barrido**

Para la captura de imágenes por microscopia electrónica de barrido-SEM, se utilizó el equipo marca Jeol, modelo Benchtop JCM 6000 (figura 23a). Se colocó cinta de carbón en la platina del microscopio (figura 23b), para posteriormente introducir la muestra de corteza libre de humedad y se aseguró la platina en el portamuestras (figura 23c). Posteriormente se esperó a que se realizara el vacío, se ajustaron los parámetros a 10 kV y se activó el filamento. Finalmente se escanearon las muestras a 500 y 200  $\mu\text{m}$ .



**Figura 23.** a), b), c) Procedimiento para la captura de imágenes por microscopía electrónica de barrido en corteza de *Callitropsis* sp.

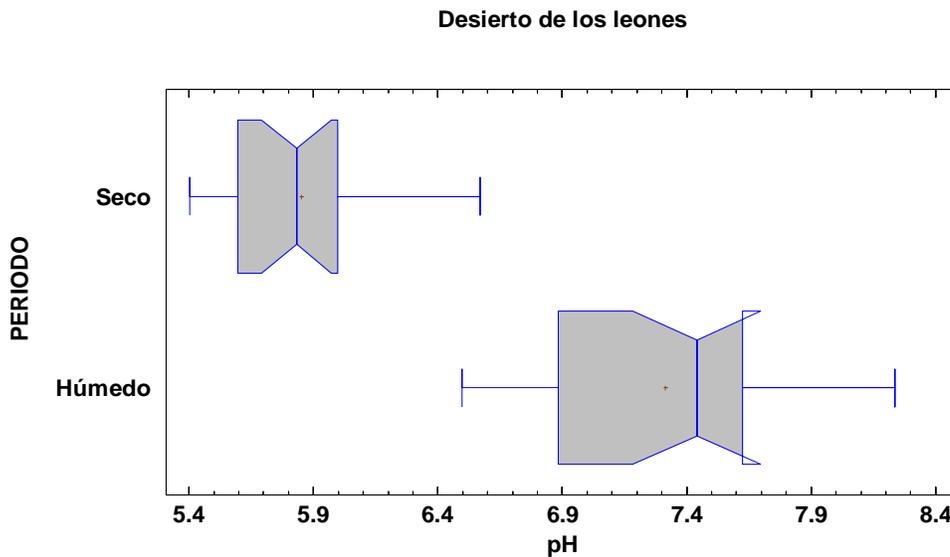
### 9.3. Trabajo de gabinete

Se determinó la concentración mínima, media, máxima, desviación estándar de pH, conductividad eléctrica y concentración de metales (Cu, Zn, Pb, Cd), mientras que para el análisis estadístico en STATGRAPHICS (Centurion XVI.16.1.15) se aplicó la prueba de Tukey HSD con el 95% de confianza, así como diagramas de cajas con bigotes para probar diferencias entre los bosques y periodos con cada uno de los parámetros registrados.

## X. RESULTADOS

### 10.1. Acidez atmosférica

En el gráfico de cajas y bigotes del DDLL (figura 24) se registraron valores en la corteza arbórea de pH 5.4-6.57 para el periodo seco y 6.49-8.23 para el periodo húmedo de ambas temporadas tienen una amplitud de intervalo casi dos unidades de escala pH. Sin embargo si comparamos la acidez en corteza tomando en cuenta el valor promedio del ambiente 5.6, el periodo seco presentó un pH  $\bar{x}=5.85$  siendo ligeramente ácido, mientras que el periodo húmedo registró un pH  $\bar{x}=7.3$ . Por otro lado se observó que la tendencia de los datos se encuentra por debajo de la mediana para ambos periodos.



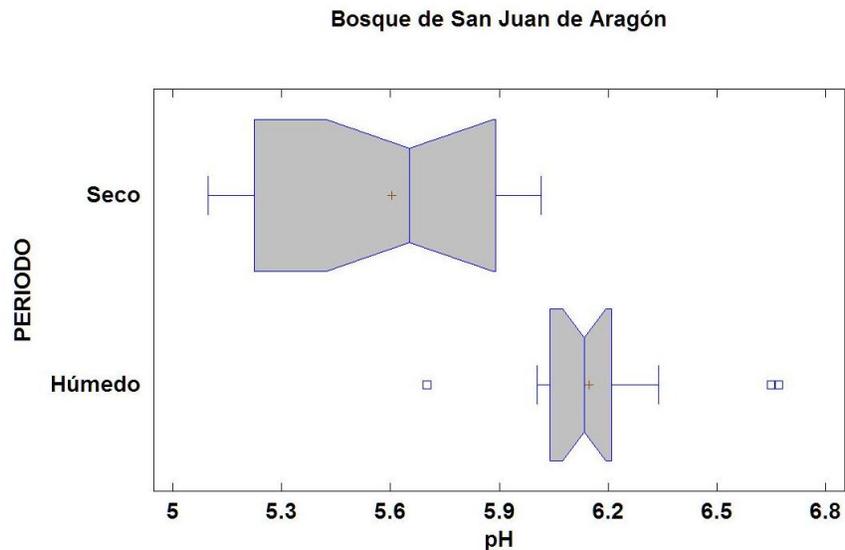
**Figura 24.** Concentraciones máximas y mínimas de la acidez registrada en la corteza arbórea por periodo seco y húmedo del Desierto de los Leones.

La desviación estandar del periodo seco indica que los registros se agrupan a la media, siendo esta representativa. Por otro lado el periodo húmedo tuvo una gran dispersión de datos, por lo que la mediana no es representativa (cuadro 4).

**Cuadro 4 .** Comparación de la variable pH de la corteza arbórea de *Callitropsis* sp. por periodo húmedo y seco del Desierto de los leones.

Periodo	Promedio	Mediana	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
<b>Seco</b>	5.85	5.83	0.31	5.40	6.57
<b>Húmedo</b>	7.31	7.44	0.49	6.49	8.23

Respecto al bosque de SJA durante el periodo húmedo se obtuvieron valores de pH 5.7-6.67 en corteza. Para el periodo seco se obtuvo un intervalo de pH 5.09-6.01, en ambos periodos se observó casi una unidad de diferencia debido al lavado de cationes durante el periodo húmedo, no obstante el periodo seco fue el periodo de mayor acidez con un  $\bar{x}=5.6$  mientras que para el periodo húmedo se obtuvo un valor de  $\bar{x}=6.14$  (figura 25), también se observaron valores atípicos durante el periodo húmedo.



**Figura 25.** Concentraciones máximas y mínimas de la acidez registrada en la corteza arbórea por periodo seco y húmedo del bosque de San Juan de Aragón.

En el cuadro 5 se observó que la baja desviación estándar en ambos periodos es evidencia de que los datos son representativos.

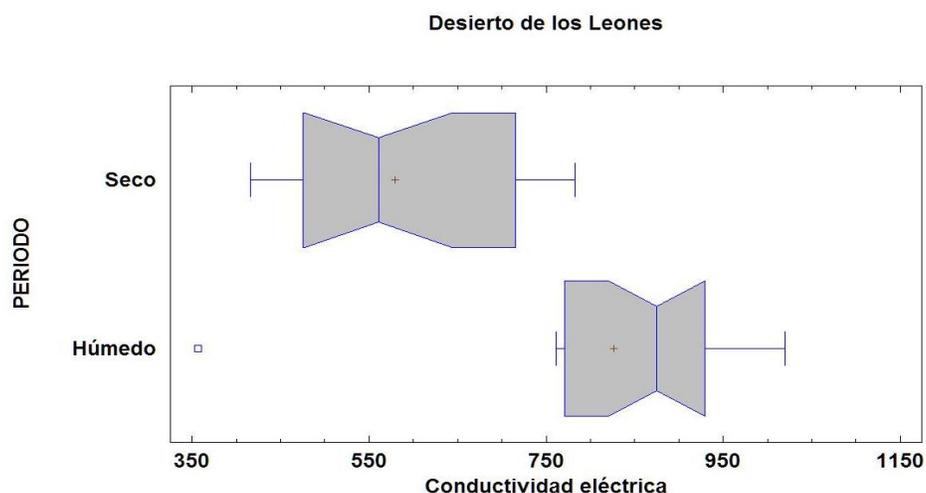
**Cuadro 5.** Comparación de la variable pH de la corteza arbórea de *Callitropsis* sp. por periodo húmedo y seco del bosque de San Juan de Aragón.

Periodo	Promedio	Mediana	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
<b>Seco</b>	5.60	5.65	0.32	5.09	6.01
<b>Húmedo</b>	6.14	6.13	0.23	5.7	6.67

Finalmente al comparar los resultados del pH de ambas zonas, se observó un comportamiento similar durante ambos periodos, mostrándose más ácidos durante el periodo seco y lo opuesto para el periodo húmedo, esto se puede explicar debido al constante lavado de cationes.

## 10.2. Depósito de partículas

En la figura 26 se observó que el periodo seco del DDLL presentó los valores más bajos de conductividad eléctrica-λ 416-783  $\mu\text{S}$  obteniendo la mayoría de datos por arriba de la mediana 560.5  $\mu\text{S}$  y para el periodo húmedo se obtuvieron valores atípicos, por lo que la mayoría de los datos se distribuyó entre 771-1020  $\mu\text{S}$  respectivamente.



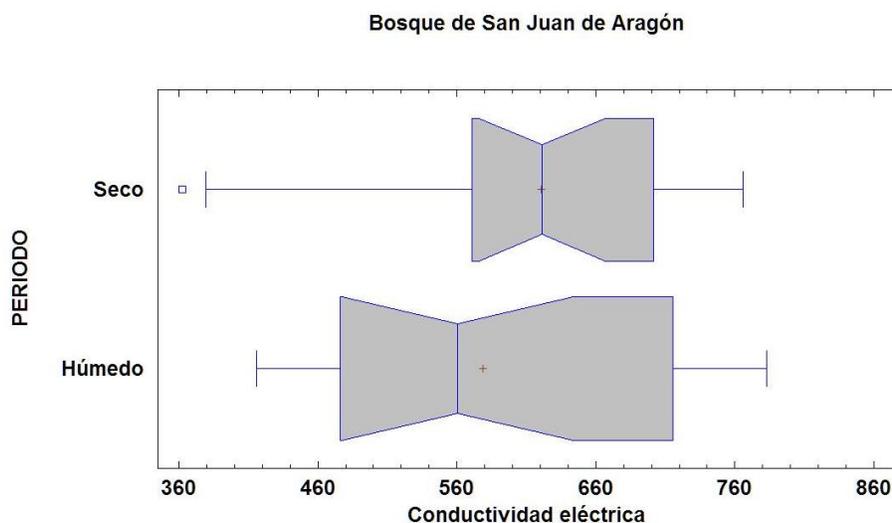
**Figura 26.** Comparación del conjunto de datos para determinar los valores alrededor de la media de la conductividad eléctrica por periodo seco y húmedo del Desierto de los Leones.

En el cuadro 6 se representan los valores obtenidos de la  $\lambda$  para ambos periodos del DDLL en donde se observó que el periodo húmedo lava mayormente las partículas suspendidas en el aire. En cuanto a la desviación estándar del periodo húmedo tiende a mostrar una mayor dispersión de datos con respecto a la media, lo cual conlleva a ampliar el número de muestras de corteza.

**Cuadro 6.** Comparación de la variable  $\lambda$  de la corteza arbórea de *Callitropsis* sp. por periodo húmedo y seco del bosque del Desierto de los Leones.

Periodo	Promedio	Mediana	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
Seco	579.02	560.5	126.1	416.0	783.0
Húmedo	826.7	875.0	178.85	357.0	1020.0

En la figura 27 puede observarse que el periodo seco del bosque de SJA obtuvo un amplio intervalo de conductividad eléctrica 362-766  $\mu\text{S}$  con un promedio de 578.9  $\mu\text{S}$  y un valor atípico moderado, mientras que el periodo húmedo obtuvo valores entre 416-783  $\mu\text{S}$  con un mayor promedio 620.5  $\mu\text{S}$ . En ambos periodos se mostró que la mayoría de los datos se distribuyen por arriba de la mediana.



**Figura 27.** Comparación del conjunto de datos para determinar los valores alrededor de la media de la conductividad eléctrica por periodo seco y húmedo del bosque de San Juan de Aragón.

En el cuadro 7 se muestra la media, el promedio y los valores mínimos y máximos de la  $\lambda$  por periodo seco y húmedo. La alta desviación estándar indica una gran dispersión de datos con respecto a la media y tal vez se requiera aumentar el tamaño muestral.

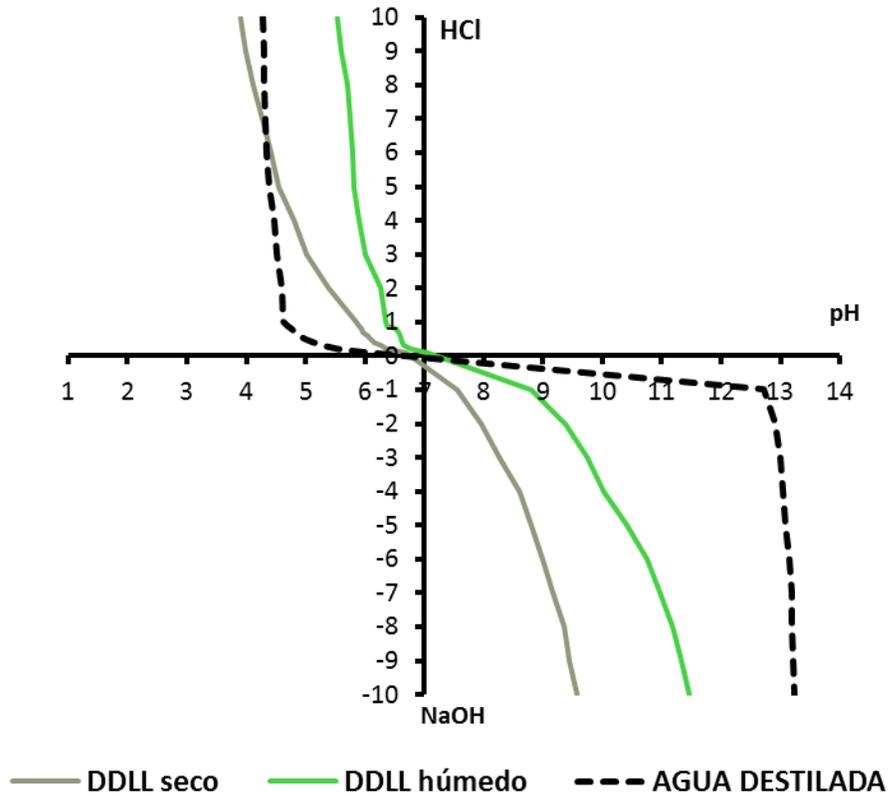
**Cuadro 7.** Comparación de la variable  $\lambda$  de la corteza arbórea de *Callitropsis* sp. por periodo húmedo y seco del bosque de San Juan de Aragón.

Periodo	Promedio	Mediana	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
<b>Seco</b>	<b>620.5</b>	<b>621.25</b>	<b>105.86</b>	<b>362.5</b>	<b>766.0</b>
<b>Húmedo</b>	<b>578.9</b>	<b>560.5</b>	<b>126.24</b>	<b>416.0</b>	<b>783.0</b>

Al comparar la  $\lambda$  en ambas zonas de estudio se mostró que el periodo seco del bosque de SJA acumuló mayor número de partículas suspendidas y lo opuesto para el DDLL, esto puede explicarse probablemente a los vientos céntricos predominantes en el bosque de SJA, mientras que el DDLL al tener mayor promedio de lluvias anuales arrastra mayor número de partículas.

### **10.3. Capacidad media de amortiguamiento**

La corteza de el periodo seco del DDLL obtuvo mejor capacidad de amortiguamiento  $\beta_0=2.643$  con respecto al periodo húmedo (figura 28), lo cual indica una mejor capacidad de desplazar el protón  $H^+$  para neutralizar su extracto ante la acidez producida de la atmósfera.



**Figura 28.** Capacidad de amortiguamiento de *Callitropsis* sp. por periodo seco y húmedo del Desierto de los Leones.

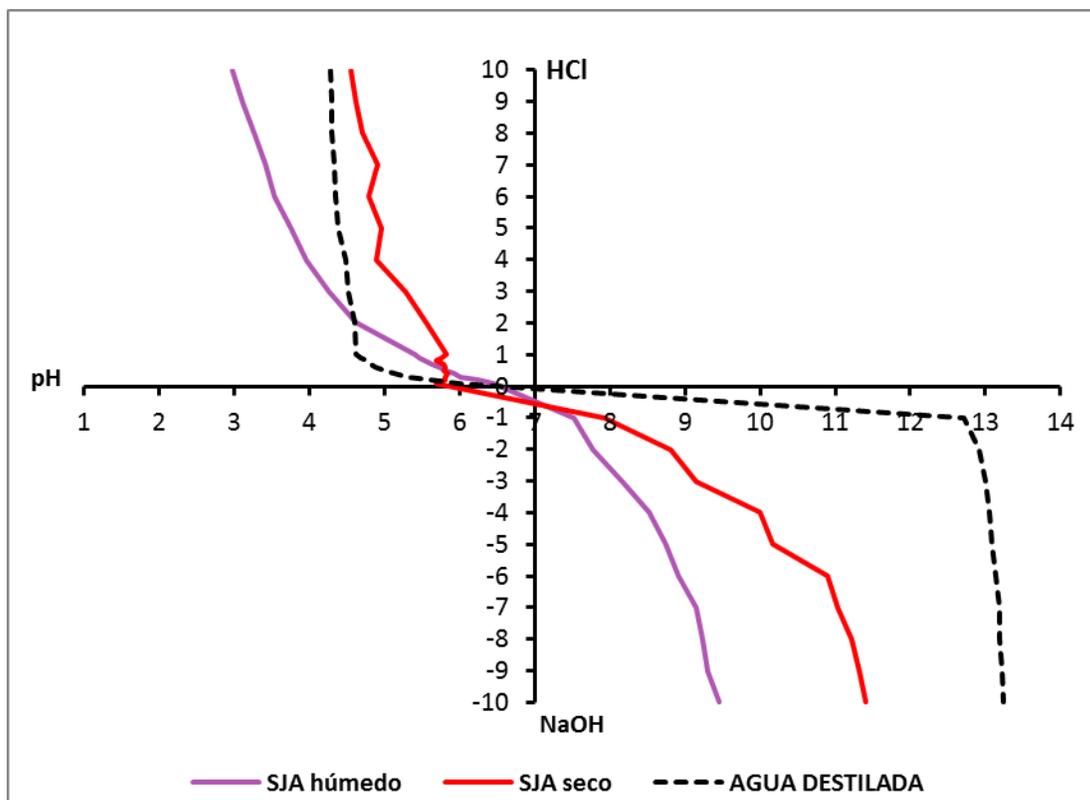
El cuadro 8 muestra los valores de la capacidad media para ambos periodos del DDLL.

**Cuadro 8.** Comparación de la capacidad de amortiguamiento en corteza del Desierto de los Leones por periodos.

PERIODO	Capacidad amortiguadora $\beta$	$\Delta pH$
SECO	2.643	3.783
HÚMEDO	2.404	4.159

El cuadro 9 muestra la comparación de la capacidad de amortiguamiento del bosque de SJA para ambos periodos, en donde la corteza de el periodo húmedo obtuvo mejor capacidad de amortiguamiento con una  $\beta_0=2.598$  (figura 29),

interpretación que se respalda con la menor acidez registrada durante ese periodo, además del contenido de oxalacetatos en corteza.



**Figura 29.** Capacidad de amortiguamiento de *Callitropsis* sp. por periodo seco y húmedo del bosque de San Juan de Aragón.

**Cuadro 9.** Comparación de la capacidad de amortiguamiento en corteza del bosque de San Juan de Aragón por periodos.

PERIODO	Capacidad amortiguadora	$\Delta$ pH
SECO	1.881	5.315
HÚMEDO	2.598	3.848

#### 10.4. Acumulación de metales

En el bosque de SJA los valores más altos en  $\text{mg l}^{-1}$  se registraron durante el periodo seco principalmente  $\text{Zn } \bar{x}=0.51$  seguido de  $\text{Cu } \bar{x}=0.1891$ , de igual manera para el periodo húmedo encontramos los valores más altos para  $\text{Zn } \bar{x}=1.07$  y  $\text{Cd}$

$\bar{x}=0.5$ , no obstante para el DDLL se obtuvieron los valores más altos durante el periodo seco para Zn  $\bar{x}=0.94$ , Cd  $\bar{x}=0.53$  y Pb  $\bar{x}=0.3$  por lo que para el periodo húmedo el Zn  $\bar{x}=0.51$  fue el valor más alto (figura 30). En el cuadro 10 se registraron los valores mínimos, máximos así como el promedio por periodo húmedo y seco de cada zona.

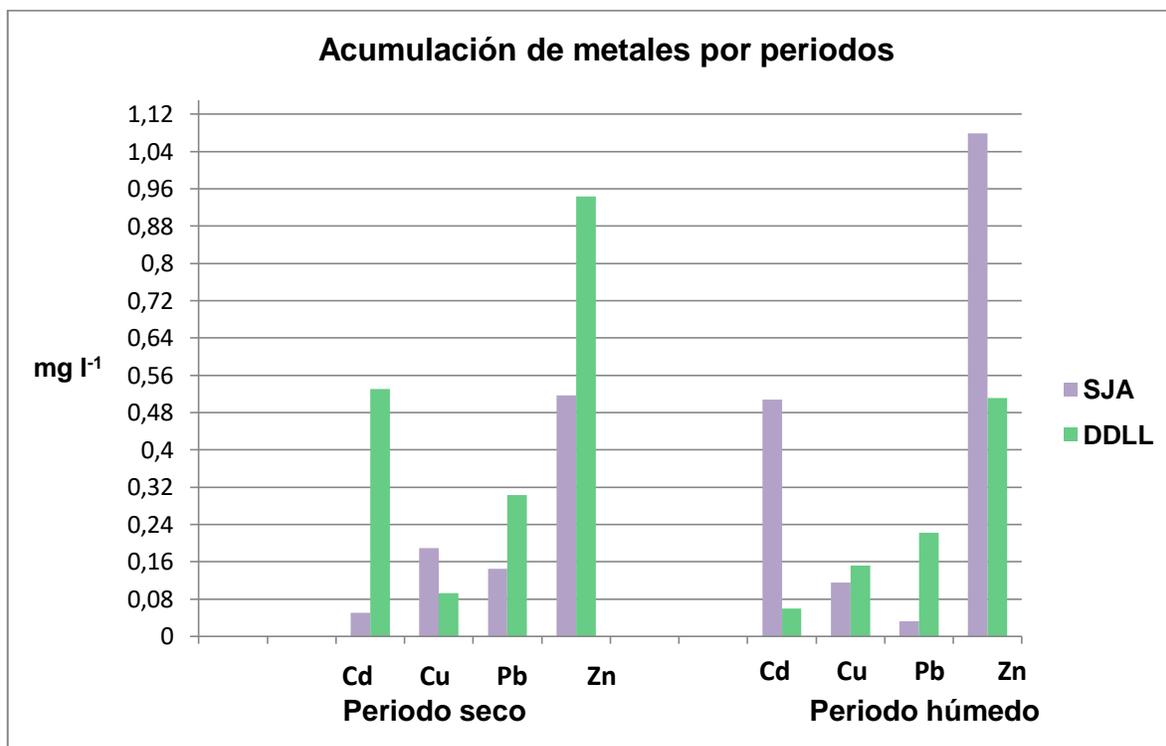


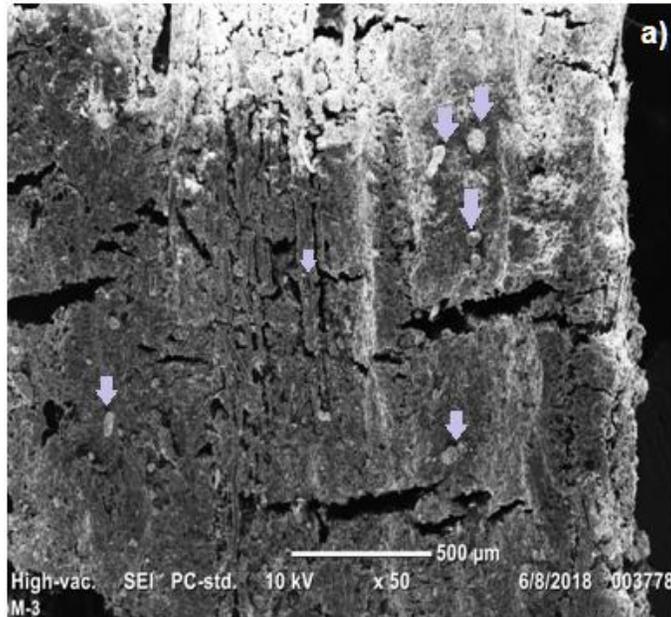
Figura 30. Comparación de la acumulación de metales en corteza por sitio y periodo.

Cuadro 10 .Se muestran los valores mínimos, máximos y promedios de metales en corteza de *Callitropsis* sp. por sitio y periodo en mg l<sup>-1</sup>.

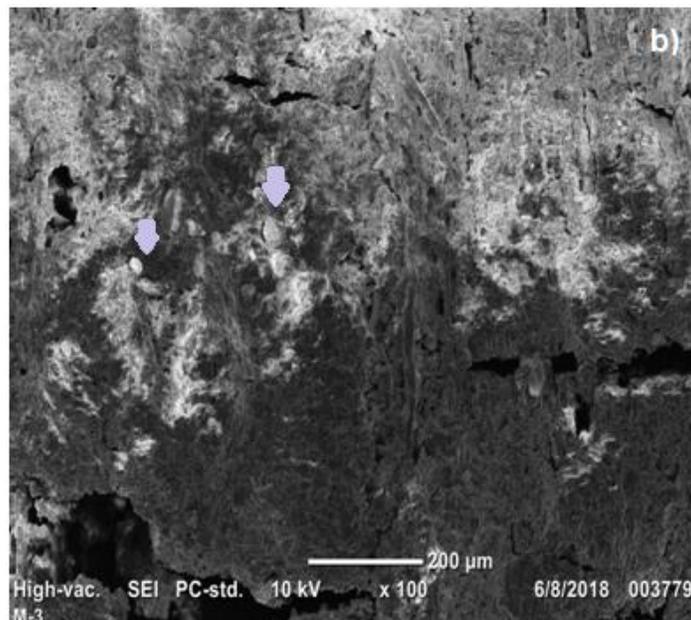
Sitio	Periodo	Cd			Cu			Pb			Zn		
		Min.	Máx.	Promedio									
Bosque de San Juan de Aragón	Seco	0.04	0.06	0.05	0.11	0.31	0.18	0.04	0.35	0.14	0.29	2.68	0.51
	Húmedo	0.49	0.52	0.50	0.07	0.17	0.11	0.01	0.06	0.03	0.58	1.90	1.07
Desierto de los Leones	Seco	0.51	0.55	0.53	0.08	0.14	0.09	0.43	0.51	0.30	0.65	1.59	0.94
	Húmedo	0.03	0.43	0.06	0.11	0.22	0.15	0.06	0.49	0.22	0.21	0.95	0.51

## 10.5. Imágenes por microscopía electrónica de barrido

El microscopio electrónico de barrido-SEM por sus siglas en inglés permitió detectar las partículas menores a 500 y 200  $\mu\text{m}$  (figuras 31 y 32), comprobando de esta manera su adhesión a la corteza arbórea.



**Figura 31.** Partículas menores a 500  $\mu\text{m}$  adheridas a corteza de *Callitropsis* sp.



**Figura 32.** Partículas menores a 200  $\mu\text{m}$  adheridas a corteza de *Callitropsis* sp.

## XI. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

### 11.1 Concentración de pH, $\lambda$ y $\beta_0$

Las investigaciones de Calva (2006) reportan un rango de pH 3.7-6.2 durante los años de 1995-1996 en *Callitropsis* sp. para la Ciudad de México, por lo que ambos periodos del bosque de SJA húmedo  $\bar{x}=5.6$  y seco  $\bar{x}=6.14$ , así como el periodo seco del DDLL  $\bar{x}=5.85$  se consideran entre el rango normal, obteniendo un pH ligeramente ácido si se compara con la acidez del ambiente la cual tiene un pH de 5.6, sin embargo para esta última zona se registró un pH más alto  $\bar{x}=7.3$  durante el periodo húmedo (cuadro 11), lo cual indica la acumulación de un compuesto alcalino.

**Cuadro 11.** Promedio del pH por periodo y sitio.

	DDLL	SJA
PERIODO	pH	pH
HÚMEDO	7.3	5.60
SECO	5.85	6.14

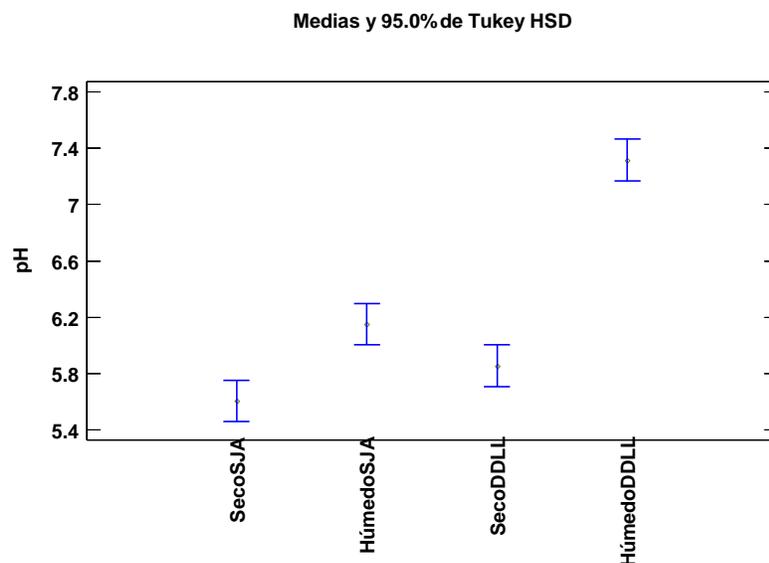
Huhn y colaboradores (1995) señalaron que posiblemente las emisiones alcalinas a la atmosfera sean partículas de  $Ca^{+2}$  provenientes de cenizas volcánicas e industrias cementeras, además del lavado de algunos cationes  $K^+$ ,  $Mg^{+2}$ ,  $Ca^{+2}$ ,  $Na^+$  que son removidos de las superficies de las hojas y ramas, ya que a diferencia del bosque de SJA el DDLL tiene una mayor precipitación promedio anual de lluvias de 1340.6 mm, asimismo Farmer *et al.*, (1991) corroboraron que debido a que la corteza de la copa de los arboles es joven y delgada es rica en cationes los cuales se lixivian a través del tronco.

Por otro lado si comparamos la acidez registrada en corteza durante los años de este estudio 2017-2018 con la del ambiente, observamos un comportamiento similar al del año 2016 (figura 4) en donde la tendencia de la acidez está distribuida por arriba del valor 5.6 (SEDEMA, 2018).

La diferencia de medias de la varianza del pH en corteza (figura 33) se comportó de la siguiente forma:

1. No se encontraron diferencias significativas entre el periodo seco del bosque de SJA y del DDLL.

2. Sí se encontraron diferencias significativas entre el periodo húmedo del bosque de SJA y del DDLL con un 95% de confianza, situación que podría deberse a que la corteza del DDLL posee compuestos que neutralizan la acidez atmosférica.



**Figura 33.** Comparación de medias del pH del bosque de San Juan de Aragón y Desierto de los Leones.

Con respecto a la conductividad eléctrica-λ El-Hasan *et al.*, (2002) reportaron una λ para *Callitropsis* sp. de 2,018 μS y Calva (2006) registraron un

promedio de 2,250  $\mu\text{S}$  para el DDLL durante 1995-1996, sin embargo los resultados obtenidos muestran menor conductividad eléctrica, lo cual indica una disminución de partículas en el aire a través de los años. Asimismo al comparar los datos registrados por Calva (2006) para el DDLL durante el periodo seco 1500-2400  $\mu\text{S}$  y para el periodo húmedo 900-1500  $\mu\text{S}$  se observa una disminución de  $\lambda$  para ambos periodos en el DDLL.

Por otro lado si comparamos el periodo húmedo entre ambas zonas de estudio, el DDLL obtuvo una mayor  $\lambda$  de  $\bar{x}=826.7 \mu\text{S}$  esto indica una alta concentración de partículas salinas suspendidas en el aire, las cuales se depositaron a través de la lluvia (Huhn *et al.*, 1995).

No obstante se pudo observar que SJA registró los valores más altos de conductividad durante el periodo seco  $\bar{x}=620.5 \mu\text{S}$  y menor para el periodo húmedo  $\bar{x}=578.9 \mu\text{S}$  en comparación de las obtenidas en el DDLL (cuadro 12), esto se atribuye a que el grosor de la corteza es diferente para cada sitio de estudio; de esta manera los árboles con corteza más gruesa tendrán mayor concentración de sales (Legrand *et al.*, 1996).

Al comparar la  $\lambda$  en ambos periodos del bosque de SJA encontramos mayor concentración de sales durante el periodo seco, esto posiblemente al depósito del polvo terrestre en la corteza, debido a la composición del suelo Solonchak en la zona (GDF, 2001; SMA, 2003).

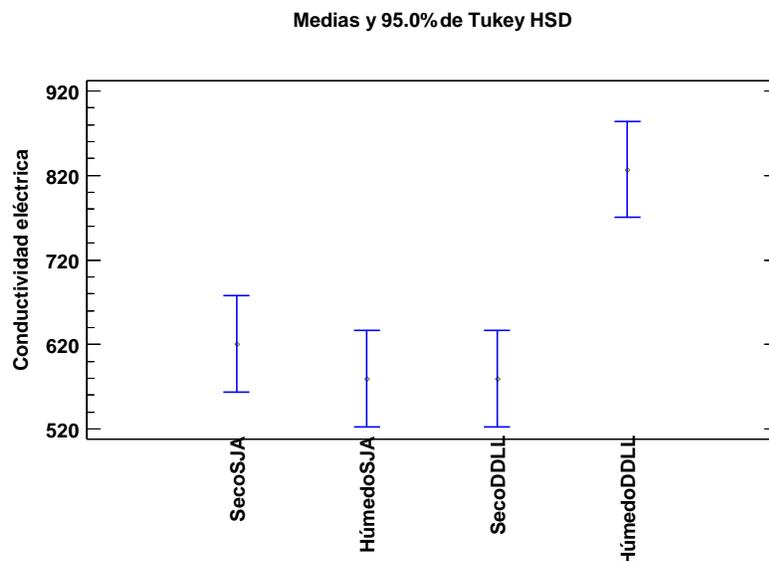
**Cuadro 12.** Promedio de la conductividad eléctrica por sitio y periodo.

	<b>DDLL</b>	<b>SJA</b>
<b>PERIODO</b>	<b><math>\mu\text{S}</math></b>	<b><math>\mu\text{S}</math></b>
HÚMEDO	826.7	578.9
SECO	579.02	620.5

Al analizar las diferencias significativas de la  $\lambda$  respecto a las zonas de estudio (figura 34) se determinó lo siguiente:

1. No se encontraron diferencias significativas para la  $\lambda$  entre el periodo seco del bosque de SJA y DDLL.

2. Se mostró diferencias significativas entre el periodo húmedo de SJA y DDLL, situación que se debe principalmente al mayor lavado de partículas suspendidas en el aire del DDLL.



**Figura 34.** Comparación de medias de la conductividad eléctrica del bosque de San Juan de Aragón y Desierto de los Leones.

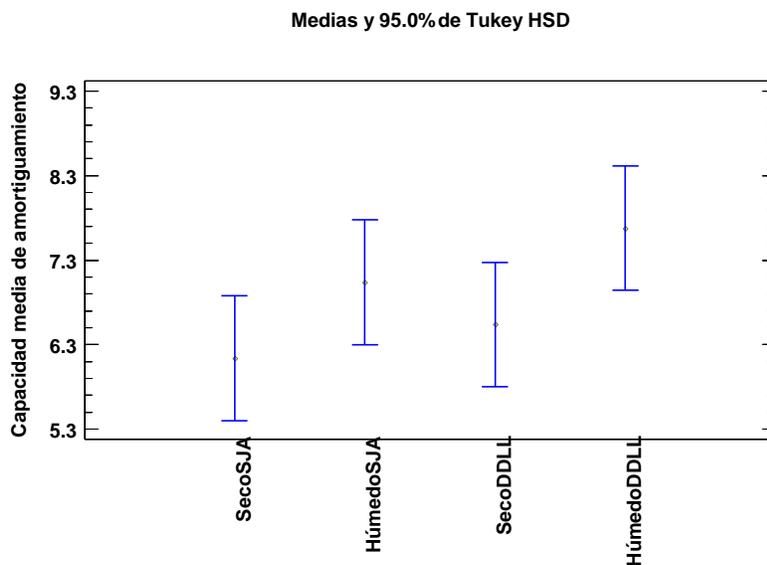
Al comparar la  $\beta_0$  entre las dos áreas de estudio (cuadro 13), encontramos que la corteza de el periodo seco del DDLL tiene la mejor capacidad de atenuar su pH, Skye (1968) reporta que este comportamiento es debido a los ácidos débiles de la corteza, Saavedra (1996) registró para el DDLL una  $\beta_0$  de  $2.34-2.50 \times 10^{-04}$  observando de esta manera un aumento en la capacidad de amortiguamiento de la corteza.

**Cuadro 13.** Capacidad media de amortiguamiento por sitio y periodo.

PERIODO	DDL		SJA	
	Capacidad amortiguadora	pH	Capacidad amortiguadora	pH
HÚMEDO	0.0240	7.3	0.0259	6.14
SECO	0.0264	5.85	0.0188	5.6

La diferencia de medias de la varianza (figura 35) entre ambas zonas se comportó de la siguiente forma:

1. No existieron diferencias significativas entre el periodo seco del bosque de SJA y DDL.
2. No existieron diferencias significativas entre el periodo húmedo del bosque de SJA y DDL.
3. Existieron diferencias significativas con un 95% de confianza para la  $\beta_0$  entre el periodo seco del bosque de SJA y el húmedo del DDL, sin embargo debido al comportamiento de los datos se requiere aumentar el tamaño de muestra.



**Figura 35.** Comparación de medias de la capacidad media de amortiguamiento del bosque de San Juan de Aragón y Desierto de los Leones.

## 11.2 Concentración de metales

Al comparar la acumulación de metales para ambos periodos entre las dos áreas de estudio (cuadro 14) se observó que en el periodo seco para el DDLL se obtuvieron las concentraciones más altas para Cd  $0.53126 \text{ mg l}^{-1}$  y Pb  $0.30333 \text{ mg l}^{-1}$ . Osorio *et al.*, (1997) mencionan que las concentraciones típicas de **Cd** en el aire de áreas urbanas son de  $0.00005 \text{ mg l}^{-1}$ , mientras que Ramírez (2013) reporta que las áreas industriales pueden alcanzar  $0.0091 \text{ mg l}^{-1}$ , obteniendo para ambas zonas y periodos concentraciones elevadas.

En cuanto al mayor depósito de **Pb** durante el periodo seco del DDLL, autores como Janta *et al.*, (2016) afirman que las concentraciones de este elemento son altas en la corteza externa, asimismo autores como Fenn *et al.*, (2002) señalaron que el ingreso de Pb es mayor en zonas boscosas del suroeste de la Ciudad de México.

Por otro lado se registraron los valores más altos de **Cu**  $0.18913 \text{ mg l}^{-1}$  para el periodo seco en el bosque de SJA, esto puede explicarse por la cercanía de las diversas fuentes de contaminación como las industrias papeleras y manufactureras, ya que Ramírez, (2019) reportó valores no detectables de este elemento en suelo.

Finalmente se reportaron valores altos de **Zn**  $1.07951 \text{ mg l}^{-1}$  durante el periodo húmedo, Chrabąszcz (2016) considera que es uno de los elementos más móviles en ramas, de modo que es más fácil su lavado. Asimismo estudios de Salazar *et al.*, (1981) mencionan que las fuentes de emisión del Zn provienen de la región noreste de la ciudad, dirección de donde proviene el viento dominante durante el periodo húmedo (mayo-octubre), de igual manera Bradl (2005)

menciona que es uno de los elementos mayormente emitidos por fuentes antropogénicas.

**Cuadro 14.** Concentración promedio de metales por periodo y sitio en mg l<sup>-1</sup>.

Metal	SJA		DDL	
	Húmedo	Seco	Húmedo	Seco
<b>Cd</b>	0.507	0.051	0.06	<b>0.531</b>
<b>Cu</b>	0.116	<b>0.189</b>	0.15	0.092
<b>Pb</b>	0.032	0.145	0.22	<b>0.303</b>
<b>Zn</b>	<b>1.079</b>	0.517	0.51	0.943

Finalmente si comparamos los registros de Cd, Cu, Pb y Zn en mg l<sup>-1</sup> en diferentes especies por varios autores (cuadro 14), observamos que los valores registrados por Reimann *et al.*, (1998) en corteza de *Abies religiosa* de un bosque canadiense suelen ser muy altos a los reportados en este estudio, debido a que la zona se consideró altamente industrial.

De acuerdo a lo reportado por Rocha, (2014) en corteza de *Pinus spp.* en el parque nacional Iztaccíhuatl-Popocatépetl se observó que el periodo húmedo y seco registraron para la mayoría de los elementos concentraciones menores a las obtenidas en el bosque de SJA y el DLLL, a pesar de estar cercano a las fuentes de emisión como el volcán Popocatépetl, lo cual indica que *Callitropsis sp.* es un buen bioacumulador.

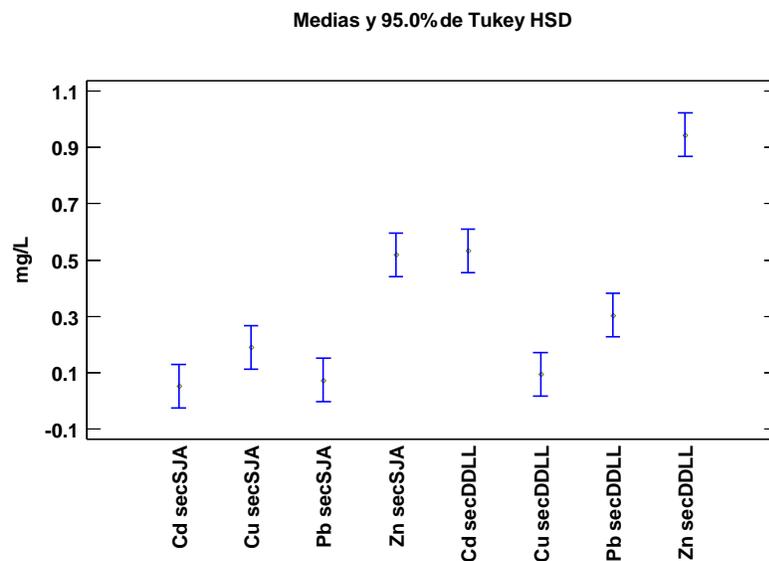
**Cuadro 15.** Comparación de la concentración media de Cd, Cu, Pb y Zn en corteza de diferentes especies.

Metal	Reimann <i>et al.</i> , 1998. <i>Abies spp.</i> mg l <sup>-1</sup>	Rocha, 2014. <i>Pinus spp.</i>	
		Húmedo mg l <sup>-1</sup>	Seco mg l <sup>-1</sup>
<b>Cd</b>	3.35	0.04	0.07
<b>Cu</b>	31	0.02	0.03
<b>Pb</b>	349	0.26	0.41
<b>Zn</b>	1500	0.26	0.53

En la figura 36 se muestran las diferencias significativas con un 95% de confianza durante el periodo seco para ambas zonas de estudio, en donde se observó lo siguiente:

1. No existen diferencias significativas para Cu, ya que tienen el mismo comportamiento.

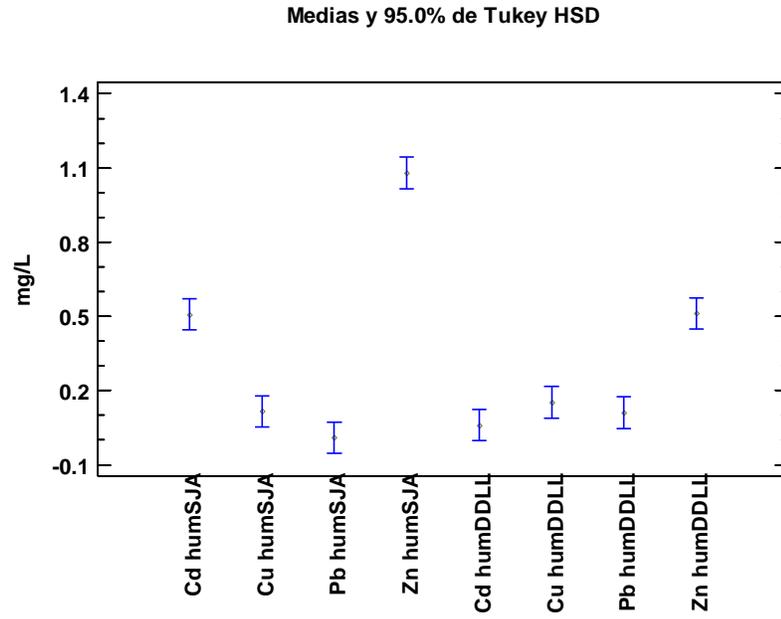
2. Sí se muestran diferencias significativas para Cd, Zn y Pb, debido a que el DDLL tiene un mayor depósito de estos metales.



**Figura 36.** Comparación de medias de los metales en  $\text{mg l}^{-1}$  durante el periodo seco del bosque de San Juan de Aragón y Desierto de los Leones.

Al comparar las medias durante el periodo húmedo para ambas zonas de estudio (figura 37) se observó que:

1. No presentaron diferencias significativas Pb y Cu
2. Existen diferencias significativas para Cd y Zn, debido a su mayor depósito en el bosque de SJA.



**Figura 37.** Comparación de medias de los metales en  $\text{mg l}^{-1}$  durante el periodo húmedo del bosque de San Juan de Aragón y Desierto de los Leones.

## XII. CONCLUSIONES

- Se determinó la acumulación del material particulado suspendido (metales 2.5, 5.0 y 10.0) con la corteza de *Callitropsis* sp.
- El Desierto de los Leones recibió más depósito de metales Cd y Pb durante el periodo seco.
- San Juan de Aragón fue el de mayor depósito de Zn durante el periodo húmedo y para el periodo seco Cu.
- El periodo húmedo del bosque de San Juan de Aragón fue el más ácido pH 5.6.
- La conductividad eléctrica (sales) fue mayor durante el periodo húmedo en el bosque Desierto de los Leones y lo contrario para el bosque de San Juan de Aragón.
- La corteza del bosque del Desierto de los Leones amortiguó la acidez atmosférica durante el periodo seco y lo contrario para el bosque de San Juan de Aragón.
- La adherencia del material particulado en corteza de *Callitropsis* sp. es un hecho y se registró con la microscopía electrónica de barrido.
- El método de biomonitor pasivo con corteza de *Callitropsis* sp. demostró ser una herramienta útil para el registro de metales en la atmósfera.

### XIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albert L. A. 1997. *Introducción a la toxicología ambiental*. Metepec-ECO. 471p.
- Alcalá J., Rodríguez J. C., Tiscareño M. A. Hernández A., Tapia J. J., Lara J. L. y Avila C. 2010. Corteza de *Prosopis laevigata* y *Shinus molle* como bioindicador de contaminación atmosférica en cinco usos de suelo, San Luis Potosí, México. *Multequin*, 19: 33-41.
- Allen, S. E., Grimshaw, M. H., Parkinson, J. A. y Quarmby, C. 1974. *Ecological Materials*. New York, Wiley. 565 p.
- Aoyama M., Kishino M. y Jo T.S. 2004. Biosorption of Cr (VI) on Japanese cedar bark. *Separation Science and Technology*, 39(5):1149–1162.
- Bailey S.E., Olin T. J., Bricka R. M. y Adrian D. D.1999. A review of potentially low-cost sorbents for heavy metals. *Water Research*, 33: 2469–2479.
- Birke M., Rauch U. y Hofmann F. 2018. Tree bark as a bioindicator of air pollution in the city of Stassfurt Saxony-Anhalt, Germany. *Journal of Geochemical Exploration*, 187: 97-117.
- Brandl H. 2005. *Heavy metals in the environment*. Elsevier Science & Technology. 282 p.
- Calva V. G., Flores V. C., German R., Ruz L. V., Sánchez R. M., Soto T. A., y Vázquez R. 1991. Un fenómeno degradatorio de los bosques del Valle de México, la lluvia ácida. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 7: 105.

- Calva V. G., Isla B.M.L., Padilla G. H., Vargas H. J. y Velázquez M. A. 2006. La corteza arbórea como biomonitor del depósito ácido en la Cuenca de México. *Ciencia Forestal*, 31(100): 69-103.
- Cantoral H. M. T. 1986. *Comunidades líquénicas epífitas en Abies religiosa (H.B.K.) Cham y Schl. como indicadores de contaminación atmosférica en el Parque Cultural y Recreativo Desierto de los Leones*. (Tesis de Licenciatura en Biología) Escuela Nacional de Estudios Profesionales "Iztacala". Universidad Nacional Autónoma de México. Iztacala, Estado de México.
- Cantú, M. P. 1993. *Contaminación ambiental*. 2° Edición, México, D.F. Editorial Diana, S.A de C.V. 80 p.
- Chrabąszcz M. y Mróz L. 2016. Tree bark, a valuable source of information on air quality. *Polish journal of Environmental studies*, 26 (26): 453-466.
- Chubar N, Carvalho J. R. y Correia M. J. N. 2004. Heavy metals biosorption on cork biomass: effect of the pre-treatment. *Colloids and Surface A*, 238:51–58. Doi: 10.1016/j.colsurfa.2004.01.039.
- Departamento de Botánica, Instituto de Biología (IBUNAM), *Callitropsis lusitanica* (Mill.) D.P.Little, ejemplar de: Herbario Nacional de México (MEXU), Plantas Vasculares. *Portal de Datos Abiertos UNAM*, México, Universidad Nacional Autónoma de México. Recuperado de <https://datosabiertos.unam.mx/IBUNAM:MEXU:1356674>.
- Departamento de Botánica, Instituto de Biología (IBUNAM), *Cupressus sempervirens*, ejemplar de: Herbario Nacional de México (MEXU), Plantas Vasculares. En *Portal de Datos Abiertos UNAM* (en línea), México,

Universidad Nacional Autónoma de México. Recuperado de [http://biologia.fciencias.unam.mx/plantasvasculares/ArbolesArbustosFCiencias/Gimnospermas/cupressus\\_sempervirens.html](http://biologia.fciencias.unam.mx/plantasvasculares/ArbolesArbustosFCiencias/Gimnospermas/cupressus_sempervirens.html).

- Dou J., Galvis L., Holopainen-Mantila U., Reza M., Tamminen T. y Vuorinen T. 2016. *Morphology and overall chemical characterization of willow (Salix sp.) inner bark and wood: toward controlled deconstruction of willow biomass*. Editorial ACS Sustainable chemistry and engineering. 3871-3876.
- El- Hasan, T., Al-Omari, H., Jiries, A. y Al-Nasir, F. 2002. Cypress tree (*Cupressus semervirens L.*) bark as an indicator for heavy metal pollution in the atmosphere of Amman City, Jordan. *Environment International*, 28 (6): 513-519.
- Farmer A.M., Bates J. W. y Bell J. N. B. 1991. Seasonal variations in acidic pollutant inputs and their effects on the chemistry of stemflow, bark and epiphyte tissues in three oak woodlands in N. W. Britain. *New phytol*, 118: 441-451.
- Fenn M. E., Bauer L. I. y Hernández T. T. 2002. *Summary of air Pollution impacts on forest in the Mexico City air basin*. New York: Springer-Verlag. 337-355.
- Fernández E. J. 2001. *Especiación química y física de metales en la materia particulada atmosférica: aplicación al estudio de la contaminación ambiental de la ciudad de Sevilla*. España: Focus-Abengoa.
- Figueruelo J. E., Marino D. M. 2004. *Química física del ambiente y de los procesos medioambientales*. Madrid, España: Reverté. 619 p.

- Gallego P. A., González F. I., Sánchez G. B., Fernández H. P., Garcinuño M. R., Bravo Y. J., Pradana P. J., Navarro P. R., Durand A. J. 2012. *Contaminación atmosférica*. Madrid: UNEP.
- García, M. R. 2007. *Determinación de metales pesados en la precipitación pluvial de una zona urbana (Ciudad de México) y de una zona (Rancho Viejo, Edo de México)* (Tesis de posgrado). UNAM. México, D.F.
- Gobierno del Distrito Federal (GDF). 2001. *Manual técnico para el establecimiento y manejo integral de las áreas verdes urbanas del Distrito Federal*. Tomo II. Secretaría del Medio Ambiente y Gobierno del Distrito Federal. México, D.F. México. 239 p.
- Gobierno del Distrito Federal (GDF-INEGI-SMA). 2002. *Estadísticas del Medio Ambiente en el Distrito Federal y Zona Metropolitana*.
- Grodzinska, K.1982. Monitoring of air pollutants by mosses and tree bark. *In: Sterbing, L., Jäger, H. J. (Eds). Monitoring of air pollutants by Plants. Methods and Problems*. Junk, The Hague. 7:33-42.
- Guéguen, F., Stille, P., Lahn, G. M. y Boutin, R. 2011. Atmospheric pollution in an urban environment by tree bark biomonitoring-Part I: Trace element analysis. *Chemosphere*, 86 (10): 1013-1019.
- Halstead, M. J., Cunninghame, R.G. y Hunter, K.A. 2000. Wet deposition of trace metal to a remote site in Fiordland, New Zeland. *Atmospheric Environment*, 34 (2): 665-676.
- Harkin J. M. Rowe J. W. 1971. *Bark and its possible uses*. Nota de investigación. Forest Products Laboratory. Recuperado de <http://www.treesearch.fs.fed.us/Pubs/5760>.

- Härtel O. y Grill D.1972. *European Journal of Forest Pathology*. Springer. 205-215.
- Huhn G., Shulz H., Stärk H.J., Tolle R. y Schüürmann G. 1995. Evaluation of regional heavy metal deposition by multivariate analysis of element contents in pine tree barks. *Water, Air and Soil Pollution*, 84: 367-383.
- Hutchinson T. C., Havas M. 1980. *Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems*. Canadá: Springer US. 653 p.
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). 2007. *Aire*. Recuperado de [http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/16/parte4\\_17.html](http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/16/parte4_17.html).
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2016. Estadísticas de vehículos de motor registrados en circulación. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado de: [inegi.org.mx/sistemas/olap/Proyectos/bd/continuas/transporte/vehiculos.asp?s=est?c=13158](http://inegi.org.mx/sistemas/olap/Proyectos/bd/continuas/transporte/vehiculos.asp?s=est?c=13158)
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2000. *XII Censo general de población y vivienda. "Cuaderno Estadístico Delegacional"*. (No. 931765). Recuperado de [http://centro.paot.org.mx/documentos/conanp/prog\\_desierto\\_leones.pdf](http://centro.paot.org.mx/documentos/conanp/prog_desierto_leones.pdf).
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2016. *Volumen y valor de ventas por clase de actividad y producto, consultado en la Encuesta Mensual de la Industria Manufacturera*. Recuperado de: <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/encuestas/establecimientos/secundario/emim/tabulados.aspx>.

- Inventario de emisiones de la Ciudad de México (I.E.CDMX) 2016. Recuperado de <http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/flippingbook/inventario-emisiones-2016/mobile/inventario-emisiones-2016.pdf>.
- Janta Rungruang, Chantara Somporn, Inta Angkhana, Kawashima y Satake Kenichi. 2016. Levels of road traffic heavy metals in tree bark layers of *Cassia fistula* tree. *International Journal of Environmental Science and Development*, 7(5): 385-388.
- Jáuregui Ostos Ernesto. 2000. *El clima de la Ciudad de México*. Recuperado de [http://www.igeograf.unam.mx/sigg/utilidades/docs/pdfs/publicaciones/temas\\_sele/clima.pdf](http://www.igeograf.unam.mx/sigg/utilidades/docs/pdfs/publicaciones/temas_sele/clima.pdf).
- Jiménez C. B. 2001. *La Contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnologías apropiadas*. México: Limusa. 925 p.
- Johnsen I. and Sochting U. 1973. Air Pollution influence upon the epiphytic lichen vegetation and bark properties of deciduous trees in the Copenhagen area. *Oikos*, 24(3): 344-351.
- Krupa S. V. 1999. *Polución, población y plantas*. México: Colegio de postgraduados. 273 p.
- Legrand, I. J. y Asta, Y. G. 1996. Variation in bark acidity and conductivity over the trunk length of silver fir and Norway spruce. *Trees*, 11 (3): 54-58.
- Londoño F. L., Londoño M. P. y Muñoz G. F. 2016. Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Bioteología en el sector agropecuario y agroindustrial*, 14(2): 145-153.

- Markert, Bernd, 1993. *Plants as biomonitors, indicators for heavy metals in the Terrestrial Environment*. VCH, New York. 524-537.
- Martin-Dupont F., Gloaguen V., Granet R., Guilloton M., Morvan H., Krausz P. (2002). Heavy metal adsorption by crude coniferous: a modeling study. *Journal of Environmental Science of Health A.*, 37:1063-1073.
- Mercado, A., Domínguez, L. y Fernández O.1995. *Contaminación industrial en la zona metropolitana de la Ciudad de México*. México, D.F. Editorial Comercio exterior. 774 p.
- Mohnen V. A. 1988. The challenge of acid rain. *Scientific american*, 259 (2), 14-22.
- National Atmospheric Deposition Program.1999. National trends network site operation manual. Recuperado de [http://nadp.slh.wisc.edu/lib/archive/NTN\\_Site\\_Operations\\_manual\\_v1999-01c.pdf](http://nadp.slh.wisc.edu/lib/archive/NTN_Site_Operations_manual_v1999-01c.pdf).
- Nieboer E. y MacFarlane J. D. 1984. Modification of plant cell buffering capacities by gaseous air pollutants. En M. J. Koziol y F. R. Whatley, *Gaseous air pollutants and plant metabolism* (pp. 313-316). London, UK: Editorial Butterworths.
- Nowak, D. J. 2000. *Benefits of trees in urban areas*. Recuperado de <https://www.grantspassoregon.gov/DocumentCenter/View/1626/Chapter-3-Appendix-A-PDF?bidId=>.

- Nowak, D. J. 2005. Los efectos del bosque urbano (UFORE). *Modelo: manual de recolección de datos de campo*, 13 (3): 448-520.
- Ortiz, B.I., J.G. Sanz, M.V. Dorado y S.F. Villar, 2007. *Técnicas de recuperación de suelos contaminados*. Recuperado de [https://www.madrimasd.org/informacionidi/biblioteca/publicacion/doc/vt/vt6\\_tecnicas\\_recuperacion\\_suelos\\_contaminados.pdf](https://www.madrimasd.org/informacionidi/biblioteca/publicacion/doc/vt/vt6_tecnicas_recuperacion_suelos_contaminados.pdf).
- Pallardy, S. G. 2008. *Physiology of woody plants*. Academic Press. Nueva York, USA. 454 pp.
- Pedroza, I.R. 2004. *Modelación de los contaminantes atmosféricos de la industria ladrillera en Ciudad Juárez, Chihuahua*. (Tesis de maestría). Universidad autónoma de Ciudad Juárez.
- Pereira H. 2007. *Cork: biology, production and uses*. Amsterdam: Elsevier. 346p.
- Pereira H. Octubre de 2012. Anatomical studies of barks. *International symposium on applied botany*. Federal University of Lavras, Brasil.
- Perelman, P.; Martínez C. E.; Moreno G., Castro M. A. y Faggi A. 2007. El uso de corteza de mora (*Morus alba*) como biomonitor para detectar contaminación en la Ciudad de Mendoza. *Hologramatica*, 7 (7): 205-214.
- Poikolainen, J. 1997. Sulphur and heavy metal concentrations in Scots Pine bark in northern Finland and the Kola Peninsula. *Water, Air, Soil Pollution*, 98 (1): 381-387.
- Pöykiö R., Perämäki P. y Nietmelä M. 2005. The use of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) bark as a bioindicator for Environmental Pollution monitoring

along two industrial gradients in the Kemi-Tornio area, northern Finland. *Internal journal of environment and analytical chemistry*, 85(2): 127-139.

- Ramírez V. J. 2019. *Estado nutrimental de los suelos en bosques urbanos de la Ciudad de México*. (Tesis de Licenciatura en Biología) Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México.
- Ramírez, A. 2013. Toxicología del cadmio. Conceptos actuales para evaluar exposición ambiental u ocupacional con indicadores biológicos. *Anales De La Facultad De Medicina*, 63(1), 51-64.
- Randall J.M., Garrett V., Bermann R.L., Waiss Jr. A.C. 1974. Use of bark to remove heavy metals ions from waste solutions. *Journal of Natural Products*, 24: 80- 84.
- Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA). Informe 1996. Precipitaciones ácidas en la zona metropolitana de la Ciudad de México. Recuperado de [https://centro.paot.org.mx/documentos/sma/precipitaciones\\_acida\\_zmcm.pdf](https://centro.paot.org.mx/documentos/sma/precipitaciones_acida_zmcm.pdf).
- Reimann, C., Äyräs, M., Chekushin, V., Bogatyrev, I., Boyd, R., Caritat, P., Dutter, R., Finne, T. E., Halleraker, J. H., Jæger, Ø., Kashulina, G., Lehto, O., Niskavaara, H., Pavlov, V., Räisänen, M. L., Strand, T. and Volden. T. 1998. *Environmental Geochemical Atlas of the Central Barents Region*. NGU. Geological Survey of Norway. Trondheim, Norway. 745 p.

- Reyes R. J. A. 2005. *Emisiones industriales a la atmósfera de metales pesados tóxicos y su determinación en partículas suspendidas* (Tesis de licenciatura en Ingeniería química). Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de química.
- Rocha G. E. R. 2014. Uso de corteza de pino (*Pinus* spp.) como bioindicador de depósito ácido y metales pesados en el Parque Nacional Izta-Popo. Reporte de servicio social. Fes-Zaragoza, UNAM.
- Rowell R. M. 2012. *Handbook of wood chemistry and wood composites*. Boca Ratón: CRC Press. 703 p.
- Rzedowski G. C. y Rzedowski J. 2005. *Flora fanerogámica del valle de México*. Pátzcuaro, Michoacán: INECOL y CONABIO.
- Saavedra-Romero, Alvarado-Rosales D., Vargas Hernández J. y Hernández-Tejeda T. 2003. Análisis de la precipitación pluvial en bosques de *Abies religiosa*, en el sur de la Ciudad de México. *Agrociencia*, 37: 57-64.
- Salazar S., Bravo J. L. y Falcón Y. 1981. Sobre la presencia de algunos metales pesados en la atmósfera de la Ciudad de México. *Geofísica internacional*, 20 (1):41-54.
- Santamaria, J. M. y A. Martin. 1997. The bark as a bioindicator of air pollution in Navarra, Spain. *Water, Air, Soil Pollution*, 98 (3): 381-387.
- Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA) Informe 2015. Calidad del aire en la Ciudad de México. Dirección general de Gestión de Calidad del Aire, Dirección de monitoreo atmosférico. Ciudad de

- México. Recuperado de <http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/flippingbook/informe-2015-calidad-del-aire-en-la-ciudad-de-mexico/mobile/index.html#p=1>.
- Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA) Informe 2016. Calidad del aire en la Ciudad de México. Dirección general de Gestión de Calidad del Aire, Dirección de monitoreo atmosférico. Ciudad de México. Recuperado de [www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/flippingbook/informe-2016-calidad-del-aire-en-la-ciudad-de-mexico/mobile/informe\\_anual\\_calidad\\_aire\\_2016.pdf](http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/flippingbook/informe-2016-calidad-del-aire-en-la-ciudad-de-mexico/mobile/informe_anual_calidad_aire_2016.pdf).
  - Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA). 2006. Gestión ambiental del aire. Recuperado de [http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/gestion-ambiental-aire-memoria-documental-2001-2006/descargas/gaa\\_avances\\_propuestas\\_2000\\_2006.pdf](http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/gestion-ambiental-aire-memoria-documental-2001-2006/descargas/gaa_avances_propuestas_2000_2006.pdf).
  - Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA). Informe 2003. Bosque de San Juan de Aragón. Recuperado de <http://www.sma.df.gob.mx/sma/>.
  - Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA). Informe 2011. Calidad del aire en la Ciudad de México. Recuperado de [http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/flippingbook/informe\\_anual\\_calidad\\_aire\\_2011/informe\\_anual\\_calidad\\_aire\\_2011.pdf](http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/flippingbook/informe_anual_calidad_aire_2011/informe_anual_calidad_aire_2011.pdf).
  - Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA). La calidad del aire en la Zona Metropolitana del Valle de México 1986-2006. ,

Dirección de monitoreo atmosférico. Ciudad de México. Recuperado de [http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/flippingbook/informe\\_anual\\_calidad\\_aire\\_2006/#p=1](http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/flippingbook/informe_anual_calidad_aire_2006/#p=1).

- Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA). Sexto Informe de Gobierno 2018. Recuperado de [https://www.sedema.cdmx.gob.mx/storage/app/media/glosa2018\\_sedema.pdf](https://www.sedema.cdmx.gob.mx/storage/app/media/glosa2018_sedema.pdf).
- Şen A., Pereira H., Olivella M.A. y Villaescusa I. 2015. Heavy metals removal in aqueous environments using bark as a biosorbent. *Environmental Science and Technology*, 12:391-404.
- Shin E. W. 2005. Cadmium removal by *Juniperus monosperma*: the role of calcium oxalate monohydrate structure in bark. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 22(4):599–604.
- Skye E. 1968. Lichens and air Pollution. A study of cryptogamic epiphytes and environment in the Stockholm región. *Acta Phytogeographica Suecica*, 52:1-123.
- SMAGDF, SMAGEM, Semarnat y Salud. 2011. Programa para mejorar la calidad del aire de la Zona Metropolitana del Valle de México 2011-2020. México.
- Staxäng, B. 1969. Acidification of bark of some deciduous trees. *Oikos*, 20 (2): 224-230.
- Steindor, K., Palowski, B., Góras, P. y Nadgórska, A.2011. Assessment of bark reaction of select tree species as an indicator of acid gaseous pollution. *Polish Journal of Environmental Studies*, 20 (3):619-622.

- Swieboda M. y Kalemba A. 1979. The bark of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) as a biological indicator of atmospheric air Pollution. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 48 (4): 539-549.
- Terrazas T. y Bernal S. S. 2002. Histological symptoms of air pollution injury in foliage, bark, and xylem of *Abies religiosa* in the Basin of Mexico. En M. E. Fenn, L. I. Bauer, T. H. Tejeda (Ed.) *Urban Air Pollution and Forest* (261-282) New York: Editorial Spinger.
- Tropicos®. 2019. Jardín botánico de Missouri. Recuperado de <http://www.tropicos.org/Name/50301472?langid=66>.
- Vargas C. C. C. 2018. *Evaluación del depósito atmosférico en La Mancha Veracruz-México*. (Tesis de licenciatura en Ingeniería Química) Facultad de Química. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México.
- Vázquez G., Antorrena G., Gonzalez J. y Doval M.D. 1994. Adsorption of heavy metal ions by chemically modified *Pinus pinaster* bark. *Bioresources Technology*, 48: 251-255.
- Walkenhorts A., Hagemeyer J. y Breckle S. W. 1993. Passive monitoring of airborne pollutants, particularly trace metals, with tree bark. En B. Markert (Ed.) *Plants as Biomonitors, indicators for heavy metals in the Terrestrial Environment* (pp. 313-316). London, UK: Editorial Butterworths.
- Zhou Q., Zhang J. F. y Jiang G. 2008. Biomonitoring: an appealing tool for assessment of metal Pollution in the aquatic ecosystem. *Analytica Chimica Acta*, 606:135-150.