

# LA CORTEZA ARBÓREA COMO BIOMONITOR DEL DEPÓSITO ÁCIDO EN LA CUENCA DE MÉXICO

Germán Calva-Vásquez<sup>1</sup>, Ma. de Lourdes de la Isla de Bauer<sup>2</sup>,  
Hugo Padilla-Gordon<sup>3</sup>, J. Jesús Vargas-Hernández<sup>4</sup> y  
Alejandro Velázquez-Martínez<sup>5</sup>

## RESUMEN

El depósito atmosférico y el lavado de las hojas modifican la condición ácida del suelo, debido a la lixiviación de K, Ca, Mg y Mn. La corteza arbórea captura parte de esa contaminación, que se mide mediante la conductividad eléctrica ( $\lambda$ ), potencial de hidrógeno (pH) y capacidad media amortiguadora (CMA o  $\beta_0$ ); la cuantificación de dichos parámetros permite entender su remoción y la dinámica del proceso. En el Distrito Federal, el depósito ácido atmosférico total va de 3.5 a 5.0 de pH, donde el húmedo es de 5.0-5.6 y el seco de 3.0-5.6. El muestreo se realizó durante 1995 y en el periodo seco de 1996 dentro de los bosques de pino-oyamel ubicados en Villa del Carbón, Izta-Popo y Zoquiapan, pertenecientes al Estado de México, Desierto de los Leones, D. F. y en Mineral El Chico, Hidalgo, a fin cuantificar el depósito ácido presente en la corteza de *Pinus montezumae*, *Cupressus lindleyi* y *Abies religiosa*. Los resultados indican que la acidez en el pino varió de 3.15 a 3.6, en oyamel de 4.0 a 4.35 y en cedro de 4.3 a 6.3. En las especies localizadas en la Cuenca se determinó una diferencia de 2 a 4 unidades de pH, y en las situadas fuera de ella, de una unidad. Se concluyó que existe una homogeneidad en el depósito ácido en los bosques del Valle de México, contrario a lo prevaleciente en El Chico. *Cupressus lindleyi* tuvo la mayor capacidad amortiguadora y es resistente al efecto ácido.

**Palabras clave:** Bioacumulación, biomonitoreo, cedro, depósito ácido, oyamel, pino.

Fecha de recepción: 02 de junio de 1999.

Fecha de aceptación: 27 de noviembre de 2006.

<sup>1</sup> Laboratorio de Contaminación Atmosférica, Facultad de Estudios Superiores-Zaragoza, UNAM. Correo-e: labcont@servidor.unam.mx.

<sup>2</sup> Programa de Hidrociencias, Colegio de Postgraduados.

<sup>3</sup> Departamento de Química Atmosférica, Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM.

<sup>4</sup> Fisiología y Mejoramiento Genético Forestal, IRENAT, Colegio de Postgraduados.

<sup>5</sup> Programa Forestal, IRENAT, Colegio de Postgraduados.

## ABSTRACT

The atmospheric deposit and the washing of the leaves influence soil chemistry as the K, Ca, Mg and Mn lixiviation modifies its acid condition. Tree bark captures part of this product that is measured through electric conductivity ( $\lambda$ ), hydrogen potential (pH) and average buffering capacity ( $\beta_0$ ); its quantification explains the chemical dynamics and its removal. The total atmospheric acid deposit in Mexico City varies from a pH of 3.5 to 5.0; during the rainy season, it goes from 5.0 to 5.6, and in the dry months, from 3.0 to 5.6. In 1995 and the dry season of 1996, field work was carried out in the forests of Villa del Carbón, Izta-Popo and Zoquiápan all of which belong to Estado de Mexico, and in the Desierto de Los Leones park, Distrito Federal, in order to monitor the atmospheric deposit present in the tree barks of *Pinus montezumae* (pine), *Cupressus lindleyi* (white cedar) and *Abies religiosa* (Sacred fir). Results showed that the deposited acidity in the pine species varied from 3.15 to 3.6 of pH; from 4.0 to 4.35 in fir trees and from 4.3 to 6.3 in cedar trees. The forests inside the Mexican basin revealed a variation from 2 to 4 pH units; outside of it, the difference was of one unit. It was concluded that there is acid homogeneity in the forests that belong to the Valle de Mexico basin, but not in Mineral El Chico. *Cupressus lindleyi* showed the highest buffering capacity and is resistant to the acid effect.

**Key words:** Bioaccumulation, biomonitoring, cedar, acid deposition, fir, pine.

## INTRODUCCIÓN

El depósito atmosférico incorpora elementos químicos al suelo que se difunden en el ecosistema (Parker, 1983). Las emisiones de fuentes antropogénicas (SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub>, cloruros, hidrocarburos, compuestos orgánicos volátiles) y naturales (volcánicas y gases producto de la desintegración orgánica en los bosques) se integran al mismo; así, se reciclan los elementos. Son dos las vías posibles de introducirse (Cape *et al.*, 1987): la húmeda (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup>, H<sup>+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) y la seca (S, SH, SO<sub>2</sub>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y N<sub>2</sub>O<sub>5</sub>), a partir de su velocidad de depósito e incorporación, podría calcularse sus correspondientes tasas, así como la de remoción (Erisman, 1993). Informes técnicos forestales para México aseguran que en la corteza se tienen el NO<sub>2</sub> y el SO<sub>2</sub> a razón de 1.14 y 6.6 ton/ha/año, respectivamente (CKC, 2001).

En la incorporación, las bases catiónicas (K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, NH<sub>4</sub>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>) neutralizan los aniones atmosféricos (SO<sub>3</sub><sup>3-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, OCl<sup>2-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) (Binkley & Richter, 1987) y atenúan su efecto corrosivo en la superficie de las plantas. Por la severidad del daño directo y el aporte regular de protones, el equilibrio del balance iónico a escala del ecosistema se ve alterado (Wellbum, 1991), con la consecuente liberación y acumulación de iones hidrógeno.

La acidez atmosférica se debe a la constante de disociación del agua ( $K_w$ ), que en condiciones estándar (1atm, 25°C) su punto de equivalencia es  $\{H^+\} = \{OH^-\} = 10^{-7}M$ , lo cual implicaría un  $pH \approx 7.0$ ; pero cuando el  $CO_2$  (producto de la respiración) entra en contacto con el agua forma el ácido carbónico, que da origen a la "acidez natural" de la lluvia ( $pH = 5.6$ ); sin embargo al aumentar la temperatura ambiente, el  $pH$  puede llegar a 7.47 (Skeffington, 1987). Con las emisiones, el aire incrementa la concentración de  $SO_2$  y  $NO_2$ ; ambos se disuelven con mayor rapidez que el  $CO_2$ , lo que induce la formación del bisulfito con 100 ppbv de  $SO_2$ , con un  $pH$  de 4.9. Sequiera (1981, 1982) confirmó que los aerosoles urbanos y marinos incrementan de forma significativa el  $pH$  atmosférico.

Padilla *et al.* (1996) registraron precipitaciones con  $pH$  de 4.39 a 5.79 en diferentes sitios del sur de la Ciudad de México. Por su parte, Báez-Predajo *et al.* (1986) y Báez-Predajo y Belmont (1987) obtuvieron intervalos de  $pH$  de 3.70-5.10 y de 3.70-4.17, respectivamente. Con los registros de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA), Páramo *et al.* (1987) citaron un intervalo de  $pH$  de 2.66 a 8.42 correspondiente a un promedio mensual de diez años (1975-1985). Los datos recientes del depósito ácido total desde 1994 hasta el 2004 oscilan entre 3.5 y 5.0 de  $pH$ ; en éstos se incluyen las áreas urbanas y la zona metropolitana de la Ciudad de México (Comisión Ambiental Metropolitana 2002). Con la finalidad de conocer la composición química de la precipitación ácida, Báez-Pedrajo *et al.* (1993; 1997) hicieron análisis de la misma en el Distrito Federal y reportaron una relación inversa entre  $Ca^{+2}$  y  $Mg^{+2}$  con respecto a los hidronios ( $H^+$ ), y destacaron la alta concentración de  $Ca^{+2}$ ,  $Mg^{+2}$ ,  $NH_4^+$ ,  $SO_2^+$ ,  $K^+$ ,  $Na^+$ ; durante siete años (1987-1993) concluyeron que el  $SO_4^{-2}$  fue el más abundante en la precipitación, seguido de  $NH_4^+$  y el  $NO^{-3}$ .

Por su parte, Miranda *et al.* (1992) relacionaron la concentración de los  $H^+$  y la temperatura, determinando su origen, los derivados de aerosoles ácidos atmosféricos y orgánicos, mediante la técnica de emisión de rayos-X inducida por un haz de protones (PIXE). También en la India se cuantificó el contenido elemental (metales y minerales) en la corteza a fines de los 80s (Raunemaa, *et al.*, 1987).

Markert (1993) recopiló los estudios de monitoreo pasivo (Walkenhorst, Hagemeyer and Breckle, 1993) del depósito atmosférico con corteza de árbol, que datan desde los 60s, entre los cuales destacan los de Martín y Gray (1971); Grodzinska (1976, 1997); Swieboda y Kalemba (1979); Härtel (1981); Steubing y Jäger (1982); Medwecka-Kornás *et al.* (1989) y Santamaría y Martín (1996) por su precisión y bajo costo.

En ellos también se manifiesta la estandarización del muestreo y de las técnicas analíticas (Wolterbeek and Bode, 1995), así como los diferentes fenómenos que

podrían evaluarse (Wetsman, 1974); escorrentía de la copa sobre el tronco, dispersión espacio-temporal de las emisiones e historia de la contaminación atmosférica. Después Erisman *et al.* (1994) discutieron ampliamente las propiedades físicas y químicas de las superficies de exposición natural y artificial para el monitoreo atmosférico.

Las propiedades físicas y mecánicas de la corteza arbórea de algunas especies de pinos y encinos fueron dadas a conocer por Cassens (1974), quien explica la relación gravedad específica y porosidad, como un factor determinante en la acción de la bioacumulación. De acuerdo con Martín y Gray (1971) la corteza varía químicamente en relación con la especie caducifolia o perennifolia y su pH oscila entre 4.5 a 5.5. Su carácter ácido se debe a: *i*) la presencia de pectinas y ligninas, son proteínas que se involucran en el almacenamiento del nitrógeno, utilizado en la reposición del follaje; *ii*) la proporción celulosa (alfa, beta y gama)-holocelulosa-hemicelulosa y oxalacetatos, y *iii*) a la presencia de taninos, alcoholes hidrosolubles y no solubles.

La corteza constituye de 10 al 15% del peso total del árbol (Kofujita, Ettyu y Ota, 1999); su importancia radica en dar protección (mecánica y a los patógenos), regulación térmica y por absorber partículas de la atmósfera, de la cual son responsables los iones oxidrilo ( $\text{OH}^-$ ) de la celulosa y la hemicelulosa. Teóricamente los elementos y iones son "retenidos" por las fuerzas de Van Der Waals y/o por los puentes de hidrógeno, con el consecuente rompimiento de enlaces en las cadenas de celulosa.

El efecto del  $\text{H}^+$  en el ecosistema boscoso es la alteración del funcionamiento de la síntesis molecular para la fijación biológica del nitrógeno, de la tasa de desnitrificación y de nitrificación, y de la inhibición de la captación de la energía lumínica, la fotoreducción y la foto-fosforilación. Al depositarse sobre la cutícula de las hojas, entran por los estomas y desplazan al K, Ca, y Mg (Wellburn, 1991; Miller *et al.*, 1987); o bien colapsa a la célula guarda, por lo que el estoma se mantiene abierto. En el suelo, los hidronios alteran el equilibrio electroquímico del porcentaje de saturación de bases y el balance iónico.

De acuerdo con Beverland *et al.* (1997), las coníferas son las especies frecuentemente utilizadas por tener la propiedad de bioacumulación (Cuadro 1).

Con lo descrito se reúnen suficientes evidencias para sospechar la presencia y alta concentración de acidez en los bosques de la Cuenca de México; si esto se agrega a los daños observados en la vegetación (De la Isla de Bauer, 1981) y a las condiciones químicas atmosféricas imperantes en la Ciudad de México (Demerjian, 1991; Young *et al.*, 1997), es factible tener como propósito, cuantificar el depósito ácido en las áreas boscosas de esta región mediante la corteza arbórea de tres especies propias de la zona, en un espectro espacio-temporal.



Cuadro 1. Especies forestales identificadas por su capacidad de bioacumulación.

Pinos	Otras especies
<i>Pinus sylvestris</i> L.	<i>Abies balsamea</i> Mill.
<i>Pinus clausa</i> (Chapman ex Engelm.) Vasey ex Sarg.	<i>Pseudotsuga menziessi</i> (Mirbel) Franco
<i>Pinus echinata</i> Mill.	<i>Picea</i> spp.
<i>Pinus elliotii</i> Engelm.	<i>Picea abies</i> (L.) Karst.
<i>Pinus palustris</i> Mill.	<i>Picea sitchensis</i> (Bong.) Carr.
<i>Pinus pungens</i> Lamb.	
<i>Pinus rigida</i> Mill.	
<i>Pinus serotina</i> Mich.	
<i>Pinus taeda</i> L.	
<i>Pinus virginiana</i> Mill.	

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Características ambientales de la Cuenca de México

La Cuenca de México es endorreica y está rodeada por montañas del Eje Neovolcánico (Gio-Argáez *et al.*, 1989). Se localiza entre los 99° 30' y 98° 31' longitud oeste y los 19°02' a 20°12' de latitud norte; tiene forma elíptica de norte a sur (125 km) y de oeste a este (90 km) ocupa un área de 8,050 km<sup>2</sup> (Gio-Argáez *et al.*, 1989), de ella, el Distrito Federal posee 1,503 km<sup>2</sup> y el resto pertenece a la porción sur del estado de Hidalgo, SW de Tlaxcala y NE del Estado de México (Figura 1). Las montañas le propician un régimen climático específico y una gran variedad de biotas (Cuadro 2), al actuar como sombras meteorológicas (Trujillo, 1989). Los vientos húmedos del Golfo de México chocan con las cordilleras y originan la precipitación; al traspasarlas llegan como vientos secos al centro-norte de la Cuenca y favorecen la aparición de sequías.

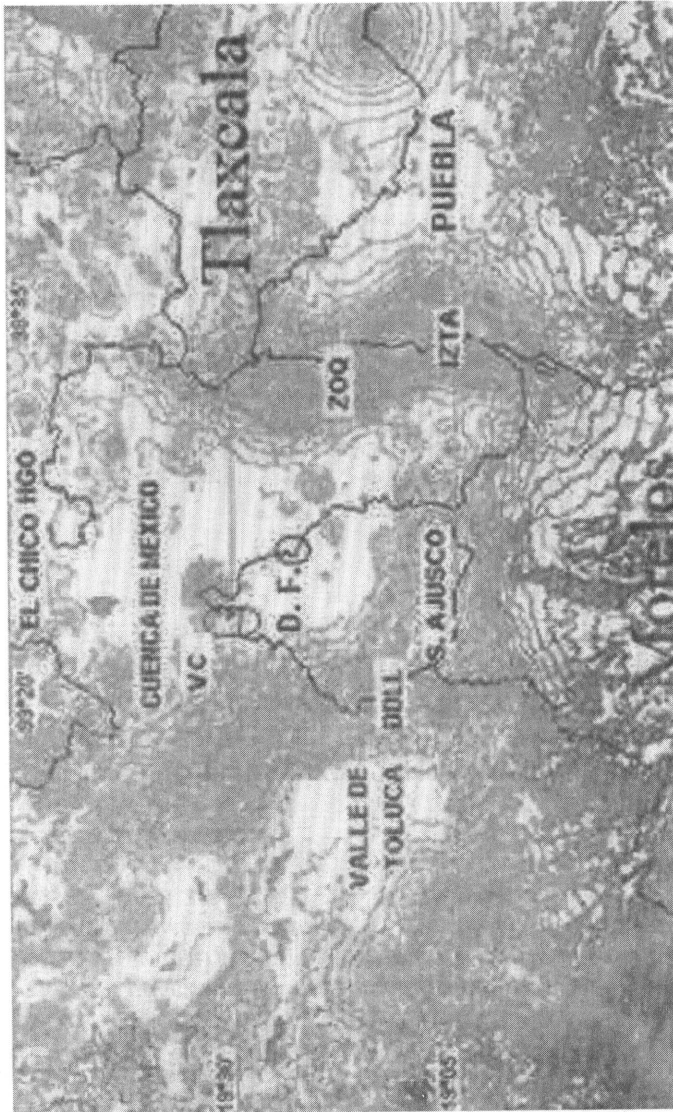


Figura 1. Ubicación (mapserver.inegi.gob.mx/map/datos\_basicos/fisiografia) de los bosques en estudio, Parques Nacionales Zoquiápan (Zoo), Izta-papocátépetl (Izta), Desierto de los Leones (DDL) y Mineral El Chico, Hidalgo. Villa del Carbón (VC).

Cuadro 2. Características ambientales y riqueza de los bosques en la Cuenca del Valle de México.

Bosque mesófilo de montaña Altitud: 2,500 a 3,500 m T: - 10 / 12°C Precipitación: 1,000 a 1,500 mm Comunidad Arbórea Dominante (> a 35 m)	Bosque de pino Altitud: 3,000 a 3,900 m T: - 5 / 12°C Precipitación: 1,200 mm Comunidad Arbórea Dominante (≤ 30 m)	Bosque de coníferas y encinos Altitud: 1,300 a 3,500 m T: - 10 - 12 / 16°C Precipitación: 400 a 1,500 mm Comunidad Arbórea Dominante (8 a 30 m)
<i>Abies religiosa</i> (HBK.) Schltdl. et Cham.	<i>Pinus ayacahuite</i> Ehrenberg & Schltdl.	*P/Q mitad boreal de la cuenca:
<i>Pseudotsuga</i> spp.	<i>P. hartwegii</i> Lindl.	<i>Pinus leiophylla</i> Schiede & Deppe,
<i>Pinus montezumae</i> Lamb.	<i>P. montezumae</i> Lamb.	<i>P. teocote</i> Schltdl. et Cham.
	<i>P. pseudostrobus</i> Lindl.	<i>P. montezumae</i> Lamb.
		*Ar/ <i>Quercus bourgaei</i> Trél.
		<i>Q. crassipes</i> Humb. et Bonpl.
		<i>Q. rugosa</i> Née
		<i>Q. lanceolata</i> Humb. et Bonpl.
		<i>P. montezumae</i> Lamb.
		<i>Alnus firmifolia</i> Fern.
		<i>Arbutus macrophylla</i> Martens & Galeotti.

Continúa...

continuación Cuadro 2...

<p>Bosque mesófilo de montaña                      Altitud: 2,500 a 3,500 m                      T: - 10 / 12°C                      Precipitación:                      1,000 a 1,500 mm                      Comunidad Arbórea Dominante (&gt; a 35 m)                      Composición Arbustiva y Herbácea</p>	<p>Bosque de pino                      Altitud: 3,000 a 3,900 m                      T: - 5 / 12°C                      Precipitación:                      1,200 mm                      Comunidad Arbórea Dominante (≤ 30 m)                      Composición Arbustiva y Herbácea</p>	<p>Bosque de coníferas y encinos                      Altitud: 1,300 a 3,500 m                      T: - 10 - 12 / 16°C                      Precipitación:                      400 a 1,500 mm                      Comunidad Arbórea Dominante (8 a 30 m)                      Composición Arbustiva y Herbácea</p>
<p><i>Senecio sanguisorbe</i> DC.</p>	<p><i>Muhlenbergia</i> spp.</p>	<p><i>Alnus firmifolia</i> Fern.</p>
<p><i>S. toluccanus</i> DC.</p>	<p><i>Calamagrostis</i> spp.</p>	<p><i>Arbutus xalapensis</i> HBK.</p>
<p><i>Brachycome xanthocomoides</i> Less.</p>		
<p><i>Gentiana amarella</i> ssp. <i>acuta</i> (Michx.) Hultén</p>		
<p><i>Thelypodium pallidum</i> Rose</p>		
<p>Templado Mesoesclerófilo                      Altitud: - 2,500 a 2,900 m                      T: - 12 / 16°C                      Precipitación:                      600 a 800 mm                      Comunidad Arbórea Dominante (3 a 20 m)</p>	<p>Templado Dentifolio                      Altitud: 1,500 a 2,900 m                      T: - 12 / 16°C                      Precipitación:                      600 a 1,000 mm                      Comunidad Arbórea Dominante (hasta 30 m)</p>	<p>Templado Escuamifolio                      Altitud: 500 a 800 m                      T: - 12 / 16°C                      Precipitación:                      500 a 800 mm                      Comunidad Arbórea Dominante (4 a 22 m)</p>
<p><i>Quercus barbinervis</i> Benth.</p>	<p><i>Alnus</i> P. Mill. con presencia de</p>	<p><i>Juniperus deppeana</i> Steud.</p>
<p><i>Q. rugosa</i> Née</p>	<p><i>P. leiophylla</i> Schiede &amp; Depp.</p>	<p><i>Quercus crassipes</i> Humb. et Bonpl.</p>
<p><i>Q. crassipes</i> Humb. et Bonpl.</p>	<p><i>P. teocote</i> Schldl. et Cham.</p>	<p>y <i>Quercus texcocana</i> Trel.</p>

continúa...

continuación Cuadro 2...

<p>Templado Mesoesclerófilo Altitud: - 2,500 a 2,900 m T: - 12 / 16°C Precipitación: 600 a 800 mm Comunidad Arbórea Dominante (3 a 20 m)</p>	<p>Templado Dentifolio Altitud: 1,500 a 2,900 m T: - 12 / 16°C Precipitación: 600 a 1,000 mm Comunidad Arbórea Dominante (hasta 30 m)</p>	<p>Templado escumifolio Altitud: 500 a 800 m T: - 12 / 16°C Precipitación: 500 a 800 mm Comunidad Arbórea Dominante (4 a 22 m)</p>
<i>Q. mexicana</i> Humb. et Bonpl.	<i>Q. lanceolata</i> Humb. et Bonpl.	
<i>Q. crassifolia</i> Humb. et Bonpl.	<i>Q. laurina</i> Humb. et Bonpl.	
<i>Q. texcocana</i> Trel.	<i>Q. rugosa</i> Née	
Asociación con:	<i>Salix cana</i> Mart & Gal.	
<i>P. leiophylla</i> Schiede & Deppe.	<i>Arbutus xalapensis</i> HBK.	
<i>Q. crassipes</i> Humb. et Bonpl.	<i>Rhamnus</i> sp.	
<i>Q. rugosa</i> Née con <i>Alnus firmifolia</i> Fern.		
<i>Cupressus lindleyi</i> Klotzsch ex End		
<i>P. rudis</i> Endl.		
<i>Q. pulchella</i> Humb. et Bonpl.		
<i>Q. rugosa</i> Née		
<i>Arbutus xalapensis</i> HBK.		
<i>Crataegus pubescens</i> (Kunth) Steud.		
<i>Juniperus deppeana</i> var. <i>deppeana</i> Steud.		

**Vegetación.**- La cubierta vegetal es importante en el proceso de acidificación del ecosistema; así las coníferas contribuyen al equilibrio de la acidez del suelo (Howells, 1990), sobre todo cuando el estrato arbóreo recibe emisiones industriales y volcánicas. Kozłowski y Constantinidou (1986) afirman que el manejo silvícola es otro factor determinante en el efecto del depósito ácido en los bosques. Por ejemplo, de acuerdo a Cibrián-Tovar (1989) y Alvarado *et al.* (1993), las cortas de saneamiento y de liberación aplicadas en el Desierto de los Leones durante 1985 y 1992, promovieron el empobrecimiento del suelo, con lo que disminuyó su capacidad amortiguadora; en consecuencia se redujo el porcentaje de saturación de las bases, la movilidad nutrimental y posiblemente su lixiviación, hipótesis que tendrán que probarse.

**Litología.**- La extensión rocosa más grande pertenece al actual territorio del Estado de México; presenta afloramientos de origen ígneo extrusivo (andesítica, riolítica y basáltica), sedimentario (clásticas, piroclásticas, tobas) y metamórfico. Existen también depósitos lacustres y aluviales, que fueron rellenados por los antiguos lagos, de modo que cuando algunas zonas se secaron, retuvieron dicho material.

**Geología.**- Su formación ocurrió hace 32 millones de años; en los últimos 14, hubo un levantamiento del relieve que dio origen al Popocatepetl, Iztaccíhuatl y los cerros Chimalhuacán, de la Estrella y Chichinautzin, mismo que taponó el drenaje hacia el sur de la Cuenca, convirtiéndola en endorreica (García y de la Lanza, 1995).

**Precipitación.**- La orografía y topografía restringen la circulación del aire en la Cuenca (García, 1981 en Gio-Argáez, 1989), por ello, se definen dos periodos climáticos: el de lluvia (junio-octubre) con 95% de precipitación, el cual se presenta en la época cálida y con promedio anual >1200 mm, en particular en el W y SE (Sierra de Las Cruces, del Ajusco y Nevada), y el de la época seca (noviembre-mayo), con 5% de la precipitación total anual. La parte norte de la Cuenca (Distrito Federal y Pachuca) recibe de 500 a 600 mm/año de precipitación, y la sur 1,500 mm. El centro de la Cuenca (Distrito Federal y las serranías Tepotzotlán, Tezontlalpan, Calpulalpan y Chichicauhtla) registran de 500 a 800 mm/año.

## Trabajo de campo

La selección de las especies arbóreas bioacumulativas se hizo con base en las recomendaciones bibliográficas internacionales en términos de distribución, fisiología y biología (Lötschert y Kohm, 1977; Grodzinska, 1977; 1979; Swieboda y Kalemba, 1979; Härtel, 1981; Steubing y Jäger, 1982; Medwecka-Kornás *et al.*, 1989; Markert 1993; Santamaría y Martín, 1997). Se eligieron a *Pinus montezumae* Lamb., *Abies religiosa* (HBK.) Schltdl. et Cham. y *Cupressus lindleyi* Klotzsch porque crecen en los bosques de la Cuenca de Valle de México y



forman bosquetes con respecto al gradiente altitudinal; además, son especies representativas de la superficie forestal (Melo, 1987) que reciben el mayor impacto de los contaminantes.

Así, en Villa del Carbón (VC) y en los parques nacionales Desierto de los Leones (DDLL), Iztaccihualti-Popocatepetl (IZTA), Zoquiapan (ZQ) y El Chico (zona referencia), se llevaron a cabo las recolectas durante seis periodos de muestreo entre 1995 y 1996; las localidades fueron seleccionadas porque son limítrofes de la Cuenca. La composición vegetal de las zonas de trabajo se indica en el Cuadro 3. Los rodales se ubicaron en sus correspondientes cartas topográficas (INEGI, 1984) (escala 1:25,000) y se confirmó su existencia con visitas previas de reconocimiento.

Se muestrearon diez árboles al azar por especie dentro de los cuadrantes preseleccionados por medio de números aleatorios que representaron sus coordenadas. Los criterios (Grodzinska, 1979; Staxäng, 1969; Skye, 1969) para escoger a los individuos fueron: ausencia de daños, parásitos y marcas aparentes, por ejemplo cinchados y con una circunferencia  $>1.20$  m; cada uno fue señalado numéricamente.

El muestreo se programó con base en el régimen climático de la Cuenca (Trujillo, 1989): seco (S1 = noviembre, diciembre, enero; S2 = febrero, marzo, abril) y húmedo (H1 = mayo, junio, julio; H2 = agosto, septiembre y octubre), lo que dio un total de seis muestreos (S1, S2, H1, H2 del año 1995 y S1, S2 para 1996).

Se obtuvieron 140 muestras por periodo y de cada uno de los bosques de estudio, mismas que se etiquetaron y envasaron en frascos de poli carbonato para su manipulación y transporte. El total fue de 840; de ellas, 560 correspondieron a la temporada de seca de 1995 y 1996. Los árboles se marcaron con números consecutivos y se tomó una muestra de 75 g de corteza de la cara incidente a los vientos provenientes de la fuente contaminante de acuerdo a lo descrito por Skye (1969), Staxäng (1969), Martín y Gray (1971) y Grodzinska (1976, 1977, 1979, 1982). La cara del árbol cambió en relación a la orientación del bosque dentro de la Cuenca de México: norte para Iztac-Popocatepetl y Zoquiapan; sureste para Villa del Carbón; noreste para el Desierto de los Leones (DDLL) y sur-suroeste para Mineral El Chico.

## Laboratorio

El material recolectado se limpió de manera inmediata y en forma manual se pulverizó, se secó en una estufa (Kinet, Modelo 53874) a 90°C por 48 h, evitando su hidratación (Skye, 1969; Staxäng, 1969; Grodzinska, 1977b y Härtel, 1981). La Organización Mundial Meteorológica (1978) recomienda la

Cuadro 3. Características de la composición vegetal en los sitios.

Zona/ Extensión	Uso/ Año	Altitud (msnm)	Composición de especies arbóreas
Mineral El Chico, 2,500 ha	Parque Nacional, 1898	2,320-3,090	<i>Abies religiosa</i> en asociación con <i>Pinus</i> spp., <i>Juniperus depeana</i> , <i>Quercus</i> spp. y <i>Cupressus lindleyi</i>
Zoquiapan (ZQ) 20,454 ha	Parque Nacional, 1937	2,450-3,950	<i>Pinus montezumae</i> , <i>P. pseudostrabus</i> en asociación con <i>Abies religiosa</i> , <i>Cupressus lindleyi</i> , <i>Quercus</i> spp. y <i>Alnus</i> sp.
Desierto de los Leones (DDLL) 1,650 ha	Parque Nacional, 1917	2,260-3,790	<i>Abies religiosa</i> y <i>Pinus ayacahuite</i> , <i>P. hartwegii</i> , <i>P. leiophylla</i> , <i>P. montezumae</i> , <i>P. patula</i> var. <i>longipedunculata</i> , <i>P. teocote</i> , <i>P. pseudostrabus</i> y <i>P. radiata</i> (plantado) en asociación con <i>Cupressus lindleyi</i> , <i>C. benthamii</i> , <i>Salix</i> spp., <i>Alnus</i> spp., <i>Quercus</i> spp.
Izta-Popocatepetl (IZTA) 25,679 ha	Parque Nacional, 1935	2,900-3,300 3,300-4,200	<i>Pinus montezumae</i> y <i>Abies religiosa</i> en asociación con <i>Cupressus lindleyi</i> , <i>Alnus firmifolia</i> , <i>Pinus hartwegii</i>
Villa del Carbón (VC) 14,682 ha	Ejidal Recreativo y Forestal	2,450-3,350	Bosque mixto ( <i>Pinus</i> spp., <i>Quercus</i> spp., <i>Cupressus lindleyi</i> , <i>Alnus</i> spp.)

Fuente: Melo, 1987.

técnica potenciométrica para los parámetros pH, conductividad eléctrica y capacidad amortiguadora.

De cada muestra molida se tomó una alícuota de 2 g, colocándose en frascos de alta dureza (polipropileno) y se hidrató con agua desionizada (1:2 peso-volumen); se refrigeró a 0°C y durante 72 h a fin de no romper el equilibrio químico (Martín y Gray, 1971). Se descongeló a temperatura ambiente antes de realizar las mediciones de acidez en un potenciómetro Conductronic (Modelo pH-20), cuya resolución y repetibilidad es de  $\pm 0.01$  pH con un electrodo de membrana de vidrio para facilitar la permeabilidad del ión hidronio. Los registros de  $\text{pH}_{(1)}$  se usaron para calcular la Capacidad Media Amortiguadora (CMA o  $\beta_0$  o  $\beta_{\text{med}}$ ) y se determinó el  $\text{pH}_{(2)}$  con una curva de titulación a base de hidróxido de sodio, mediante la ecuación publicada por Johsen y Söchting (1973):

$$\beta_0 = 0.01/\Delta\text{pH} (\text{pH}_{(2 \text{ o NEUTRALIZADO})} - \text{pH}_{(1 \text{ o CAMPO})})$$

La conductividad eléctrica ( $\lambda$ ) se cuantificó en un conductivímetro (Oakton WD-35607-00), cuyo electrodo de doble filamento de platino le permite incrementar su resolución (0.01  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y su precisión (1%).

### Análisis estadístico

Se construyó una base de 2,500 datos en la que se incorporó la información de pH,  $[\text{H}^+]$ , la  $\lambda$  y CMA ( $\beta_{\text{med}}$  o  $\beta_0$ ), de las tres especies, durante los seis periodos de muestreo, para cada una de las zonas de estudio; con el mismo criterio se ordenaron para su interpretación y validación. El número total de registros fue de 180 para oyamel, 240 para pino y 240 para cedro. En cada ocasión se determinaron pH,  $[\text{H}^+]$ ,  $\lambda$  y CMA los que se analizaron con Statgraphics (Versión 5; Cervantes y Márquez, 2005). Las pruebas realizadas consistieron en estadística descriptiva ( $\bar{x}$ ,  $\bar{\delta}$ ,  $\mu$ , desviación estándar ( $S_d$ )), análisis de varianza y diferencia en la varianza de las medias (Tukey) (Dawson-Saunders y Trapp, 1993; Sokal and Rohlf, 1987).

La hipótesis postulada es para el análisis grupal de medias paramétricas, porque con ello se evita el efecto de las magnitudes de las variables. La media de las varianzas del pH,  $\lambda$  y CMA están influidas por los periodos de muestreo y/o los sitios de estudio. La hipótesis es probar desigualdad entre las medias de los registros de cada parámetro bajo el criterio de especies, periodos de muestreo y zonas de estudio, con un coeficiente de intervalo para la diferencia de las medias del 95%,  $\alpha = 0.05$  y con una significancia de cuatro dígitos (7.32747 E-15) para rechazar  $H_0$ .

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Variación del pH de la corteza arbórea a escala mundial

Los registros de pH en la corteza de pináceas de Europa (2.2-6.0), Canadá (3.7-4) y Estados Unidos (3.2-6.2) (Bolken, 1978) presentan un intervalo no mayor a 2.4 unidades de pH entre el máximo y en mínimo, que contrastan con las 4.2 unidades obtenidas en la Cuenca de México con corteza de oyamel, pino y cedro (Figura 2). Los bosques de Suecia, Estados Unidos, Canadá y Austria tienen valores inferiores

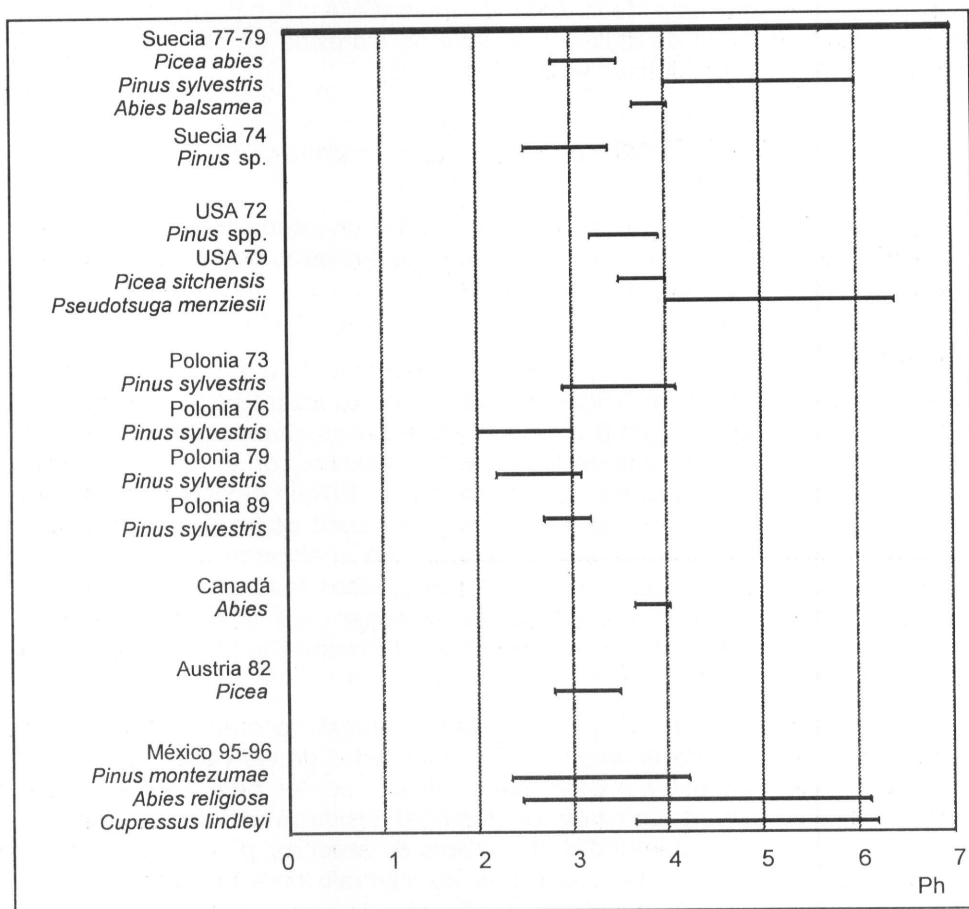


Figura 2. Acidez mundial registrada en corteza arbórea de bosques europeos y de México.

con respecto a sus similares de México. El más ácido corresponde a los pinos de Polonia (pH = 2.0-4.2) y de Suecia (pH = 2-3.5) mientras que el más cerrado fue el del abeto de este último país (pH = 3.5-4.0) y Canadá (pH = 3.6-4.0) con respecto al oyamel mexicano (*Abies religiosa*, pH = 2.5 a 6.1).

La acidez de los individuos arbóreos analizados en Polonia y Suecia (Skye, 1969; Staxäng, 1969; Martín y Grey, 1971; Johsen y Söchting, 1973; Grodzinska, 1977a, 1979, 1982; Lötschert y Köhm, 1977; Swieboda y Kalemba, 1979; Härtel, 1981) se explica por la presencia de la gran industria metalúrgica y de astilleros. En contraste, la corteza de las especies mexicanas son contaminadas con el azufre emitido por los automotores y el volcán Popocatepetl. Las partículas de carácter básico provienen de la industria cementera, jabonera y ladrillera, que ya en la atmósfera tienden a neutralizar los ácidos, reacción en la que se liberan el protón y el sulfato (o nitrato) y tienden a formar una sal metálica. Los pinos, por su altura, son los encargados de filtrar los vientos (cortinas rompe vientos) con la consecuente captura de las referidas sustancias.

El cedro tuvo un intervalo de pH de 3.7 a 6.2, e internacionalmente no hay información sobre la acidez de su corteza, pero en comparación con otras especies nacionales, estos valores son los menos ácidos y coinciden con lo citado para los encinos y fresnos europeos (Markert, 1993).

Los resultados obtenidos, incluyendo las especies de El Chico, se ubican en lo registrado como ácido en el ámbito mundial, lo que se traduce en daños en las hojas, que consisten en bandas de color gris-verde y café claro en las porciones intervenales (Cuadro 4), frecuentemente acompañados de necrosis (Evans *et al.*, 1977; National Academy of Science, citado por Smith, 1980). El protón rompe estructuras cuticulares de las hojas destruyendo los sistemas de producción de moléculas (ATP) y cloroplastos (Wellburn, 1991).

## Variación del pH a escala espacio-temporal

De los registros en la corteza arbórea se interpreta lo siguiente:

a) Se determinó diferencia significativa, 95% de confianza, entre las medias de las varianzas para *Abies religiosa* y *Pinus montezumae* (figuras 3a y 3b) durante el periodo seco ( $S_1$  y  $S_2$ -95,  $S_1$  y  $S_2$ -96) con respecto al húmedo ( $H_1$  y  $H_2$ -95). Destaca en el caso del oyamel cuya media de las varianzas de la temporada seca fluctúa en el intervalo de pH = 4.2 a 4.5, y para la segunda, fue de 3.8-4 (Figura 3), lo que confirma que la mayor acidez ocurre en ésta última. Para la corteza de pino las magnitudes de la media del periodo seco oscilan de 3.1 a 3.75, las del segundo, entre 3.15-3.35.

En *Cupressus lindleyi* (Figura 3c) se obtuvo una diferencia significativa entre las medias de las varianzas del pH del periodo seco 1995, con respecto

Cuadro 4. Intervalos de acidez en corteza arbórea de cedro, pino y oyamel de la Cuenca de México con respecto a lo citado a nivel mundial.

Especies	Intervalo en los sitios de estudio	Intervalo en la zona de referencia	Intervalo registrado a nivel mundial	Intervalo de daño en copa*
<i>Cupressus lindleyi</i>	2.45 - 6.79	5.68 - 6.21	S/d	S/d
<i>Pinus montezumae</i>	2.20 - 4.15	2.82 - 3.45	Pino blanco ( <i>P. monticola</i> Dougl. ex D. Don) 2.6 - 3.4	2.6 - 3.4
			Pino ( <i>Pinus</i> sp.) 3.4 - 3.8	2.6 - 3.4
			Pino ( <i>Pinus</i> spp.) 3.2 - 3.93	2.6 - 3.4
<i>Abies religiosa</i>	3.60 - 6.15	4.0 - 6.24	Oyamel ( <i>Abies balsamea</i> (L.) P. Mill.) 3.6 - 4	?

\* Los daños en las hojas de los árboles dependen del tipo de depósito, húmedo o seco, en fase acuosa, gaseosa o de aerosol: por ejemplo el SO<sub>2</sub> atmosférico se deposita en forma seca a razón del 50% del total emitido. No así para el NO<sub>x</sub> que originan el ácido nítrico, precipitándose en forma de aerosol durante noche, o bien en forma de partícula durante las primeras doce horas del día. En consecuencia los H<sup>+</sup>s en hojas de árboles deciduos y caducifolios lavan el Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> produciendo la clorosis y el bandeo (Capellato y Peters, 1993).

al de 1996 (Figura 4). A su vez, sólo en este último se determinó diferencia significativa con el periodo húmedo del primer año.

La varianzá media del periodo seco de 1995 tuvo un pH de 4.6, y en 1996 de 5.3 a 5.6; dicho valor es similar a la acidez de la precipitación "natural", producida por la solubilidad de CO<sub>2</sub> en el vapor del agua atmosférica. Por su parte, el intervalo del pH del periodo húmedo fue de 4.1 a 4.5, lo que indica que éste aporta la mayor acidez atmosférica a los ecosistemas boscosos. Finalmente, la media de las varianzas del pH de la temporada seca de muestreo arrojó diferencia significativa con la húmeda, solo con la corteza del cedro y pino.

La diferencia de medias de la varianza del pH de la corteza de oyamel, pino y cedro, con respecto a los bosques (Figura 4) se comportó de la siguiente forma:

a) El pH de la corteza del oyamel mostró diferencia de medias entre el Izta-Popo (Izta) y el Desierto de los Leones (DDLL), en relación a Zoquiapan (Zoq); el intervalo de El Chico osciló de 4.05 a 4.7 y resultó significativo con relación a los otros sitios. De acuerdo con Dawson-Saunders y Trapp (1993) el intervalo de



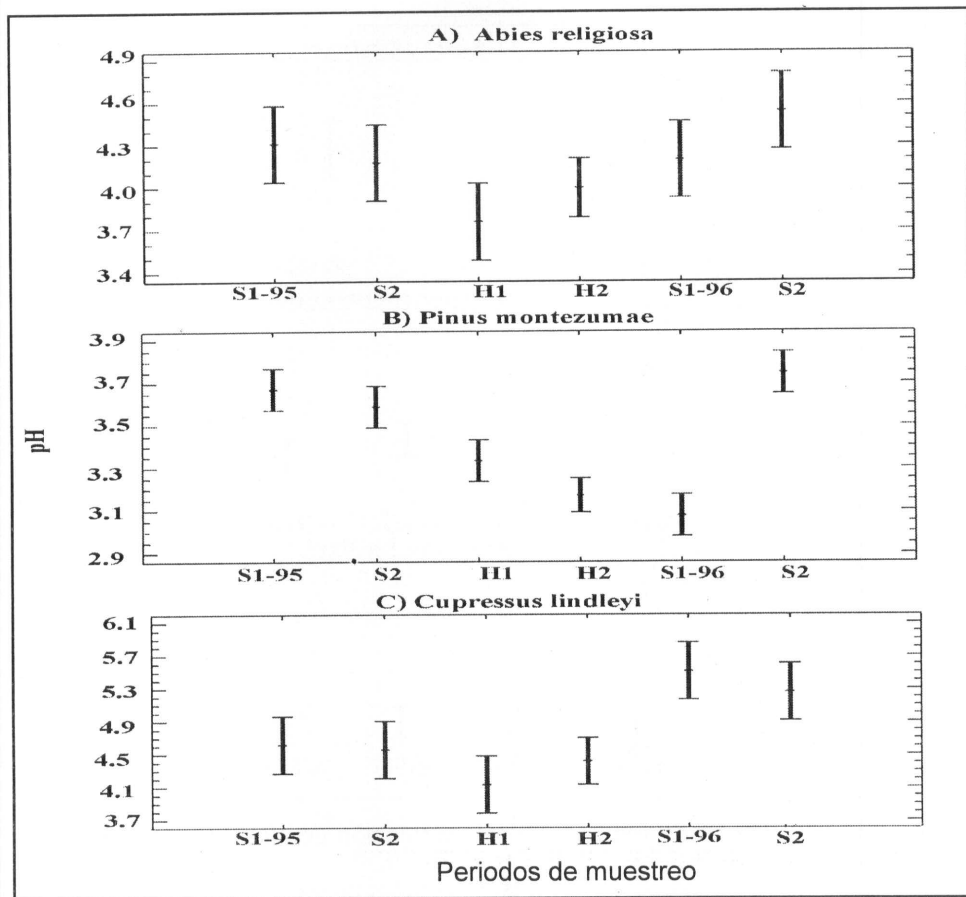


Figura 3. Diferencia de medias del pH en relación con el periodo de muestreo y a las especies arbóreas.

confianza (IC) se hace amplio con el fin de ubicar a la media de la varianza con un 95% de certeza; sin embargo el IC por su amplitud no es capaz de establecer diferencia significativa, en consecuencia se requiere de un aumento en el número de muestras de corteza (n), como es el caso del bosque de referencia El Chico (Figura 4a-c) con las tres especies arbóreas.

Al comparar las medias del pH de la corteza de pino se observó una diferencia significativa para los sitios de Villa del Carbón (pH = 3.3), Zoquiapan (pH = 3.4), Izta-Popo (pH = 3.2) y Desierto de Los Leones (pH = 3.6). El bosque de referencia, El Chico, presentó un intervalo amplio (pH = 3.55–3.85) y, pese a ello, sólo tuvo

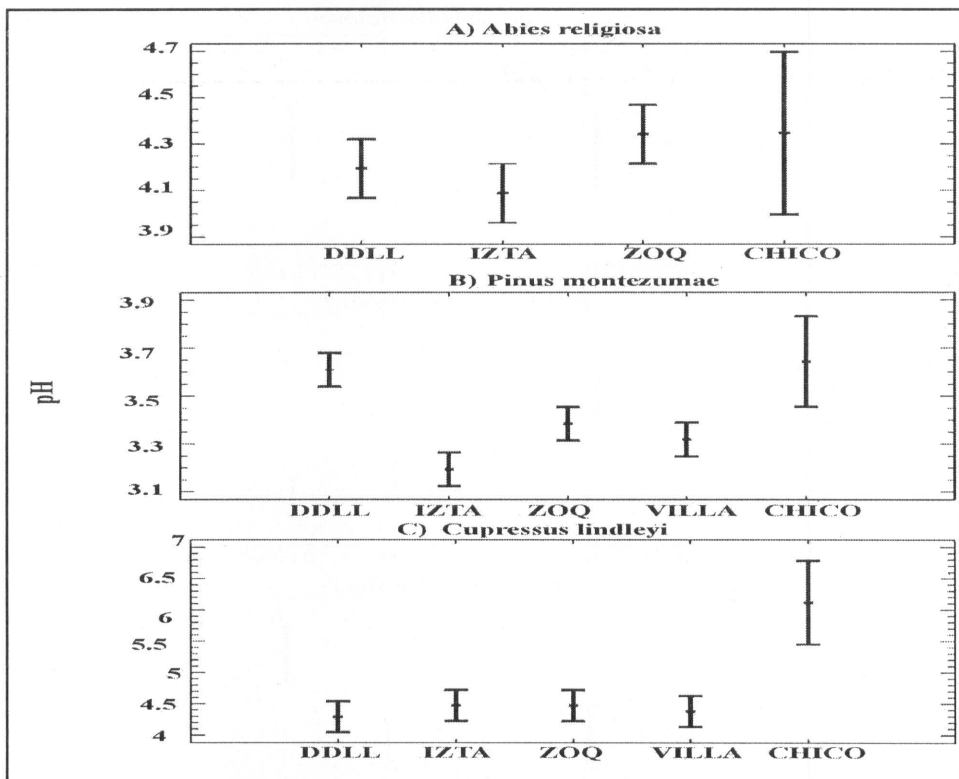


Figura 4. Comparación de medias del pH en relación con los sitios de muestreo y las especies.

diferencia significativa con DDLL. Por lo tanto, se requiere aumentar el tamaño de muestra (n).

b) Para la corteza de *Cupressus lindleyi* no existió diferencia significativa en relación a El Chico al analizar los sitios (Figura 4), situación que podría deberse a que la corteza del cedro posee compuestos que neutralizan la acidez atmosférica. El oyamel y el pino registraron un pH de 4.6 y 3.6, respectivamente; la amplitud del intervalo de confianza es similar. Aun cuando El Chico recibe los vientos provenientes de los quemadores de gas de Veracruz y Tampico, la variación del pH de la corteza del cedro sí es significativamente (pH = 6.1) diferente al pino y oyamel.

La acidez de la corteza medida en los árboles de los parques urbanos de Tlalpan, Chapultepec y Aragón, Distrito Federal, registró valores de pH de 2.91

a 4.02 en *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. et Cham., y de 4.03 a 4.86 en *Cupressus lindleyi* (Soto-Téllez, 1996). Sánchez-Reyna (1996) obtuvo pHs muy similares (2.97 a 5.83) para cedro (*Cupressus lindleyi*) y en *Pinus* sp. de 2.81 a 5.46; Saavedra-Romero (1996) proporciona la acidez medida durante el periodo 1990-1993 para algunas coníferas del DDLL; sus registros fueron: para *Pinus montezumae*, pH de 3.28 a 3.31, en *Abies religiosa* de 3.54 a 3.59 y para *Cupressus lindleyi* de 5.17 a 5.74.

El pH y sus promedios registrados en la corteza de las tres especies coinciden con los datos de la acidez en agua de lluvia (pH = 3.5 para 1995 y 1996) obtenidos por el programa de evaluación de las precipitaciones ácidas para la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. Bravo *et al.* (1987, 1989) determinaron la acidez atmosférica (pH = 3.5 a 5.5), lo que coincide con el programa gubernamental.

En informes internacionales se hace referencia a que las especies caducifolias son menos ácidas que las perennes (Grether, 1977) y recomiendan las primeras, sin descartar a las pináceas como bioacumulativas sensibles (Santamaría y Martín, 1997). A esta conclusión han llegado autores como Young (1938), Bollen (1969) y Murphy *et al.* (1970) citados por Martín y Grey (1972), Skye (1969), Staxäng (1969), Grodzinska (1977, 1979, 1982), Johsen y Söchting (1973), Lötschert y Köhm (1977), Swieboda y Kalemba (1979), Härtel (1981), y la especie más utilizada es *Pinus sylvestris*.

Por la diferencia de medias y en orden decreciente, la acidez de la corteza tuvo valores para pino de 3.15 a 3.6; para oyamel de 4.0 a 4.35 y para cedro de 4.3 a 6.3, ésta última fue la menos ácida en todos los sitios, y presentó diferencia significativa. Al considerar el conjunto de las medias del pH de cada especie en relación con el sitio, se determinó el siguiente orden: Izta-Popo, 4.1-3.2; Zoquiapan, 4.3-3.35; Desierto de los Leones 4.3-3.6; Villa del Carbón 4.5-3.4 y El Chico 6.0-3.6.

La Figura 5 muestra los coeficientes de variación (CV) de los hidronios ( $H^+$ ) de los bosques estudiados. Los de mayor magnitud, 318.76% y 269.19% se obtuvieron en el Desierto de los Leones y en Villa del Carbón, respectivamente, donde la contaminación atmosférica es más intensa. En orden decreciente, aparecen Zoquiapan (192.71%), Izta-Popo (98.69%) y El Chico (72.32%), cuyo contenido de hidronios es menor, lo cual significa que la concentración de su depósito es inferior a la de los otros bosques. Se infiere que los hidronios no guardan relación directa o inversa con la conductividad eléctrica (CE). Los bosques de mayor depósito tuvieron intervalos entre 300 y 7,000  $\mu\text{eq}/\text{cm}$  de CE, y de ellos Zoquiapan mostró los valores más altos, con 300-11, 300  $\mu\text{eq}/\text{cm}$ .

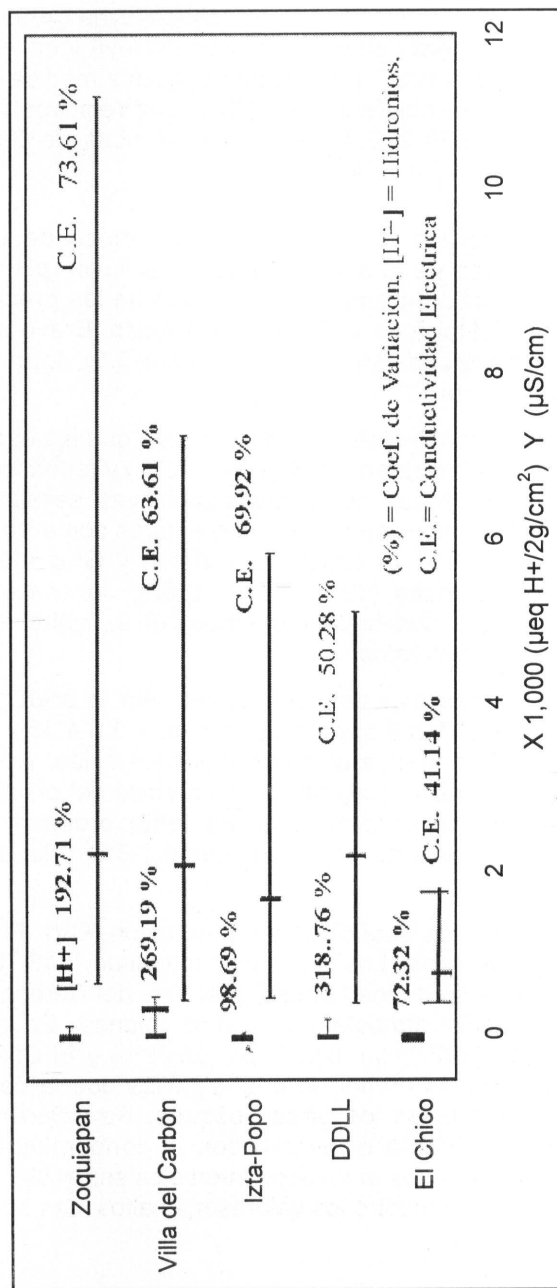


Figura 5. Coeficientes de variación de los hidronios (H<sup>+</sup>) y CE (λ) en relación con los sitios de estudio.

De la comparación de variables hidronio y pH, en relación con las localidades de estudio y la de referencia (Figura 6), se determinó lo siguiente:

a) El CV correspondiente al oyamel, cedro y pino de los bosques de estudio fue superior en porcentaje y acidez (pH), 215.28% (2.46), 256.19% (4.69) y 116.46% (4.42), al de la zona de referencia (El Chico).

b) El CV del oyamel, cedro y pino de El Chico es inferior 53.44% (4.69), 72.32% (6.54) y 47.61% (3.2) en hidronios y acidez (pH). El coeficiente de variación de los hidronios fue de 253% (oyamel), 256% (cedro), y para el pino de 116% (Figura 6).

Con base en el CV se concluyó que todas las variables cuantificadas en la corteza arbórea de los sitios en estudio siempre resultaron ser mayores a los recolectados en el sitio de referencia (Cuadro 4).

Cuadro 4. Coeficientes de variación (%) para las especies de las zonas de estudio y de referencia.

Especie	[H+] (pH)	$\lambda$	CMA
Oyamel (Z. de estudio)	215.28 (2.46)	81.57	$34 \times 10^{-5}$
Oyamel (Z. referencia)	53.44 (4.69)	15.8	$19 \times 10^{-5}$
Pino (Z. de estudio)	116.46 (257)	57.01	$24 \times 10^{-5}$
Pino (Z. referencia)	47.61 (3.2)	10.71	$17 \times 10^{-5}$
Cedro (Z. de estudio)	256.19 (3.63)	68.94	$4 \times 10^{-4}$
Cedro (Z. de referencia)	172.32 (6.54)	41.14	$3 \times 10^{-4}$

### Variación espacio-temporal de los hidronios

La concentración de hidronios con respecto a los periodos de muestreo no evidenció diferencia alguna entre la media de las varianzas ni para las especies, a excepción del oyamel (Figura 7a), que al inicio de la época húmeda (H1) era significativamente diferente a las demás temporadas. Al contrario de lo registrado para la corteza del pino (Figura 7b), en la que se observó que el final de las etapas húmedas y comienzo de la temporada seca fueron distintas. En la de cedro (Figura 7c) no hubo diferencias. Las estaciones de muestreo no son factores significativos de variación en la concentración de hidronio, como depósito en los ecosistemas boscosos de la Cuenca de México.

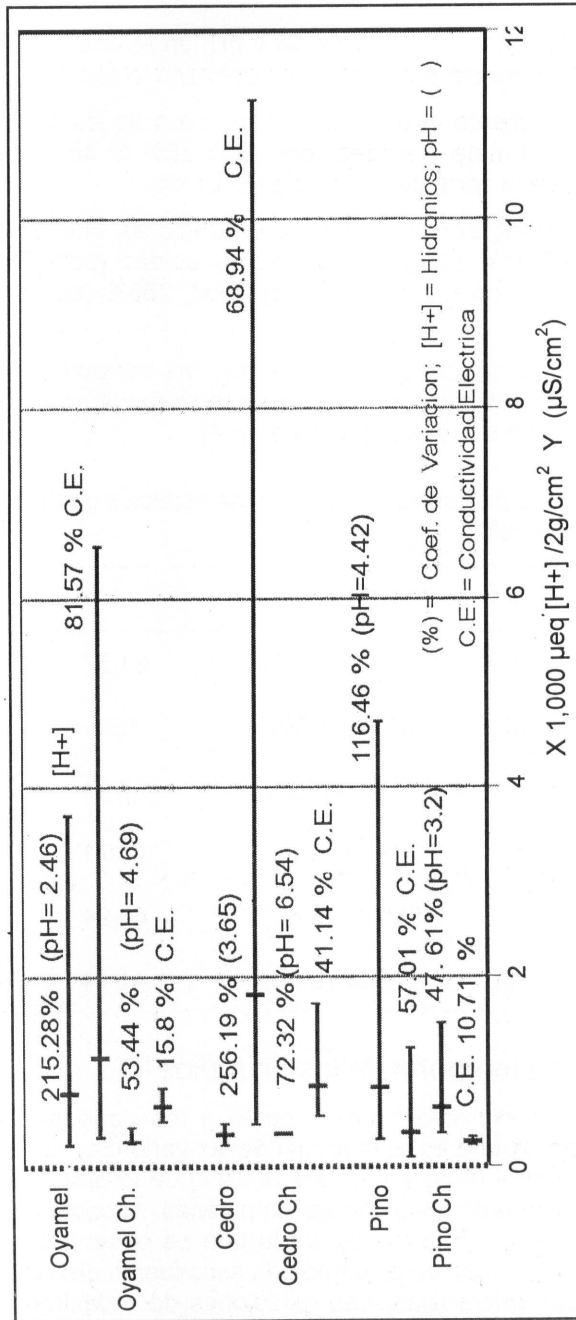


Figura 6. Coeficiente de variación de hidronios [H<sup>+</sup>] y CE (λ) registrada en la corteza arbórea de oyamel, cedro y pino.



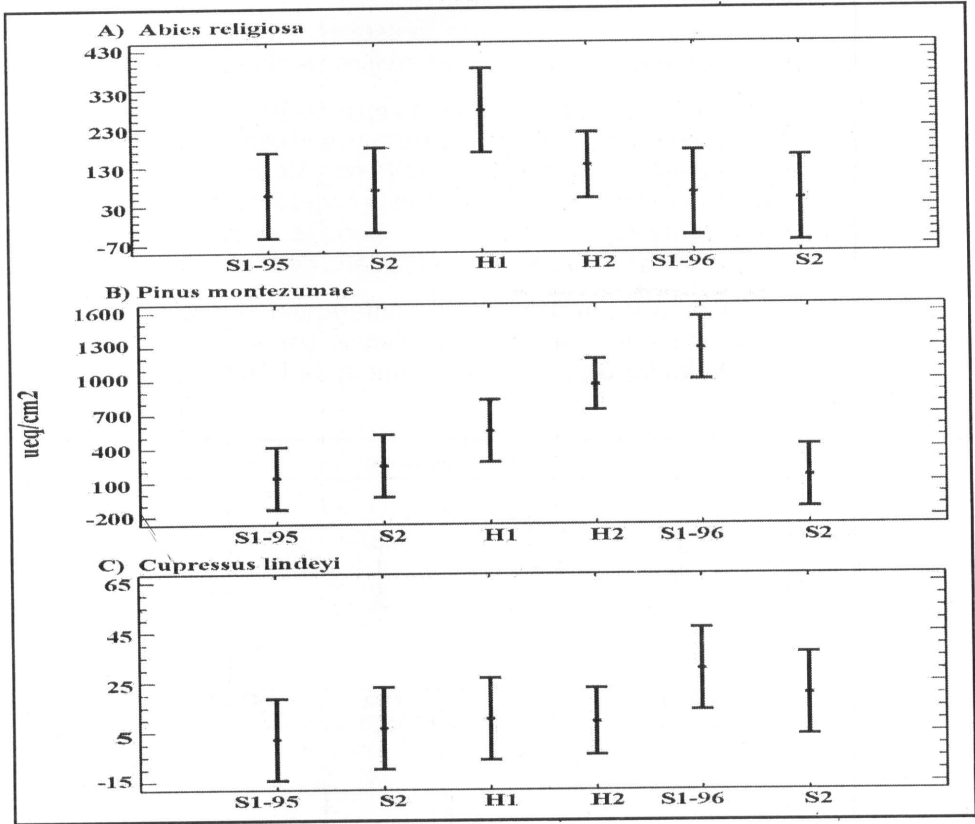


Figura 7. Diferencia de medias de la [H<sup>+</sup>] en la corteza del oyamel (A), pino (B) y cedro (C) en relación con el periodo de muestreo.

Los hidronios atmosféricos acidifican el aire y establecen un intercambio con las hojas de los árboles, al nivel de la epidermis y de la cutícula, con cationes monovalentes (K, Na) y divalentes (Ca, Mn, Mg, Cu, Zn), destruyendo internamente la célula vegetal; la acumulación del protón en el ecosistema conlleva a su acidificación (Wellburn, 1991).

Miranda *et al.* (1992) compararon la cantidad de hidronios en la atmósfera de la Cuenca de México con los de la ciudad de Los Ángeles (EUA) originados por los aerosoles y compuestos orgánicos; sus resultados mostraron que los hidronios totales de México son menores ( $1.7 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 0.4$ ) con respecto a los presentes en Los Ángeles ( $3.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y  $1.67 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) no así con los hidronios de origen orgánico ( $2.87 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 0.4$ ). Obtuvieron una relación lineal  $\text{H}^+ = 0.54 + 0.50 ([\text{S}])$   $r = 0.93$

entre la  $[H^+]$  derivado del sulfato de amonio  $[(SO_3(NH_4)_2)]$  y del ácido sulfúrico  $(H_2SO_4)$  atmosférico. Dicha situación cambiaría con el aporte extraordinario de hidronios a la atmósfera de los ecosistemas forestales, emitidos por el volcán Popocatepetl y por el aumento atmosférico del sulfuro de hidrógeno (HS).

Al comparar la diferencia de medias de la varianza de  $[H^+]$  (Figura 8) de los bosques de estudio y el de referencia, se determinó que el oyamel de Zoquiapan es significativamente diferente con respecto a Izta-Popo y Desierto de los Leones, excepto en El Chico, situación que no se repite con la corteza del pino y del cedro; la amplitud del intervalo de confianza (95%) no permite establecer diferencia alguna, e indica que es necesario incrementar el tamaño de la muestra.

Con la corteza del pino (Figura 8b) existe diferencia significativa en la concentración de hidronios de Izta-Popo en relación con los otros sitios. En el caso del cedro de Villa del Carbón es diferente al de DDLL, Zoq. y el Izta-Popo (Figura 8c).

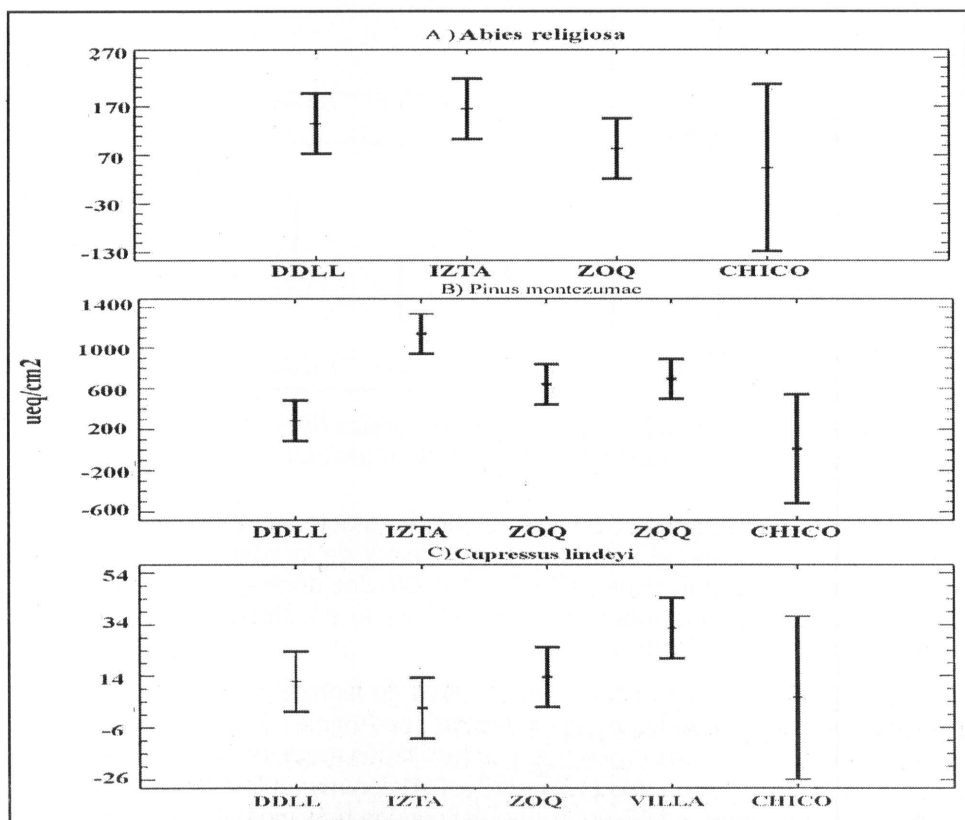


Figura 8. Diferencia de medias de  $[H^+]$  en la corteza de oyamel (A), pino (B) y cedro (C) en relación con el muestreo.

Finalmente no es homogéneo el depósito de los hidronios en los sitios de muestreo en relación con el sitio boscoso de referencia, ya que El Chico no recibe descargas de hidronios en la misma magnitud que el resto de las zonas.

### Variación espacio-temporal de la conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica (CE o  $\lambda$ ) de la corteza arbórea es un excelente indicador del tipo de partículas que constituyen el depósito atmosférico (Legrand *et al.*, 1996). Su comportamiento en el periodo de muestreo y en las localidades, fue de la siguiente forma:

- a) En el oyamel se obtuvo diferencia significativa entre el periodo húmedo (1995-2) con respecto a los consecutivos secos (1996) (Figura 9a).
- b) Con la corteza de pino la diferencia se presentó en el húmedo (1995) respecto al seco del mismo año, pero no así para el correspondiente de 1996.
- c) El cedro mostró diferencia significativa en el periodo húmedo de 1995, con respecto al seco de 1996, así como con la temporada seca de 1995 (Figura 9c).

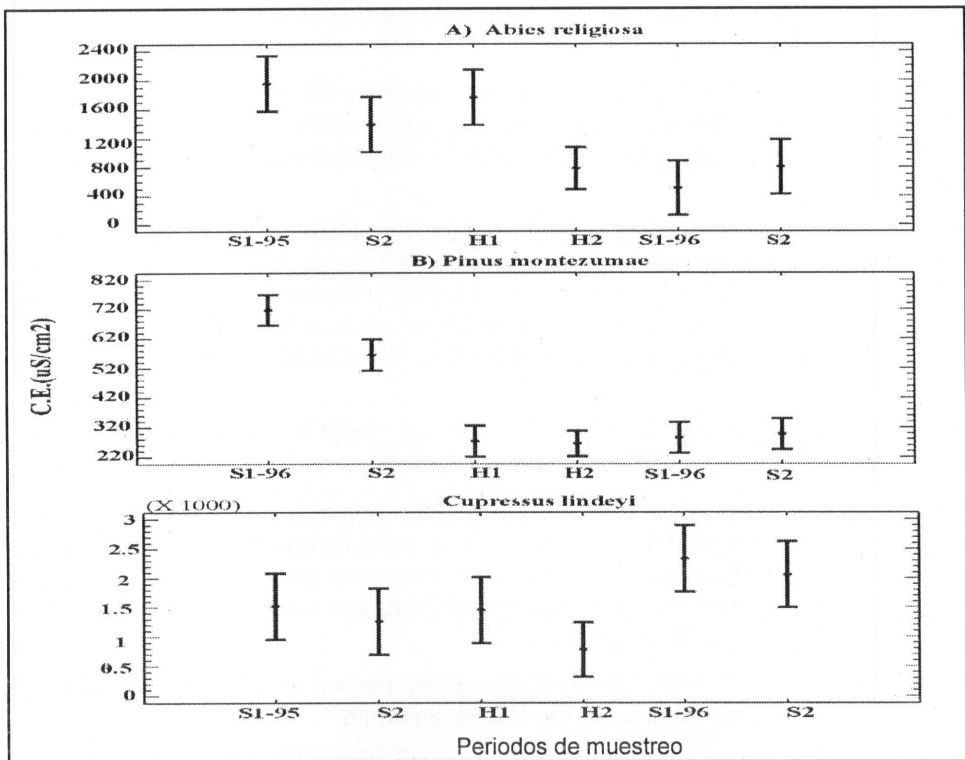


Figura 9. Comparación de medias de la conductividad eléctrica de la corteza arbórea en relación con los periodos de muestreo.

El análisis global de los registros de la conductividad eléctrica permite establecer que la temporada de recolecta de muestras no es un factor que determina la conducta temporal del depósito atmosférico, lo que tal vez se deba a que las partículas atrapadas en los intersticios de la corteza son incorporadas de manera mecánica.

La CE mostró diferencia significativa entre las medias de la varianza en relación con las localidades: El Chico con el resto de los lugares, pero con ninguna de las especies arbóreas. Esto obedece a que la CE de la corteza de *Abies religiosa* requiere de un incremento en el tamaño de la muestra recolectada para disminuir la gran amplitud de intervalo de confianza, (600 a 1,700  $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ ). El oyamel (Figura 10a) entre los sitios DDLL (950  $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ ) contra Izta-Popo (1,500  $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ ) y Zoquiapan (1250  $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ ) presentó diferencias significativas, situación que no sucede con los dos últimos sitios.

Las magnitudes elevadas de la CE demuestran que existe una acumulación elevada de partículas provenientes de la atmósfera debido a su crecimiento extrínseco, razón por la cual las descargas de partículas podrían analizarse de forma cronológica.

a) La corteza de pino (Fig. 10b) resultó ser más sensible en la CE y fue posible obtener una diferencia de medias en los sitios DDLL (320  $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ ), Izta-Popo (420  $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ ), Zoquiapan (400  $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ ), con respecto a Villa del Carbón (500  $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ ).

b) Para la CE del cedro (Figura 10c) en EL Chico (700 a 1,900  $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ ) no se determinaron diferencias con alguno de los otros lugares, DDLL (2,250  $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ ), Izta-Popo (1,700  $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ ), Zoquiapan (2,000  $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ ) y Villa del Carbón (2,100  $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ ). Los mayores registros de CE se midieron en cedro, seguido del oyamel y pino, situación que podría responder a la densidad de la madera.

## Variación espacio-temporal de la capacidad media de amortiguamiento (CMA)

Al considerar el total de los datos agrupados por hidronios, conductividad eléctrica y capacidad media amortiguadora, el análisis de diferencia de medias reflejó una alta significancia (Cuadro 5) con relación a las fuentes de variación: bosque, periodo de recolecta y la especie arbórea. Los valores de F se ubicaron en la región de rechazo de la hipótesis nula.

Al analizar las diferencias significativas de las medias del pH, hidronios [ $\text{H}^+$ ] y CMA ( $\beta_0$ ) respecto a los taxa se determinó lo siguiente:

a) La acidez atmosférica registrada con las especies predominantes en los bosques de la Cuenca de México presentó diferencia significativa entre

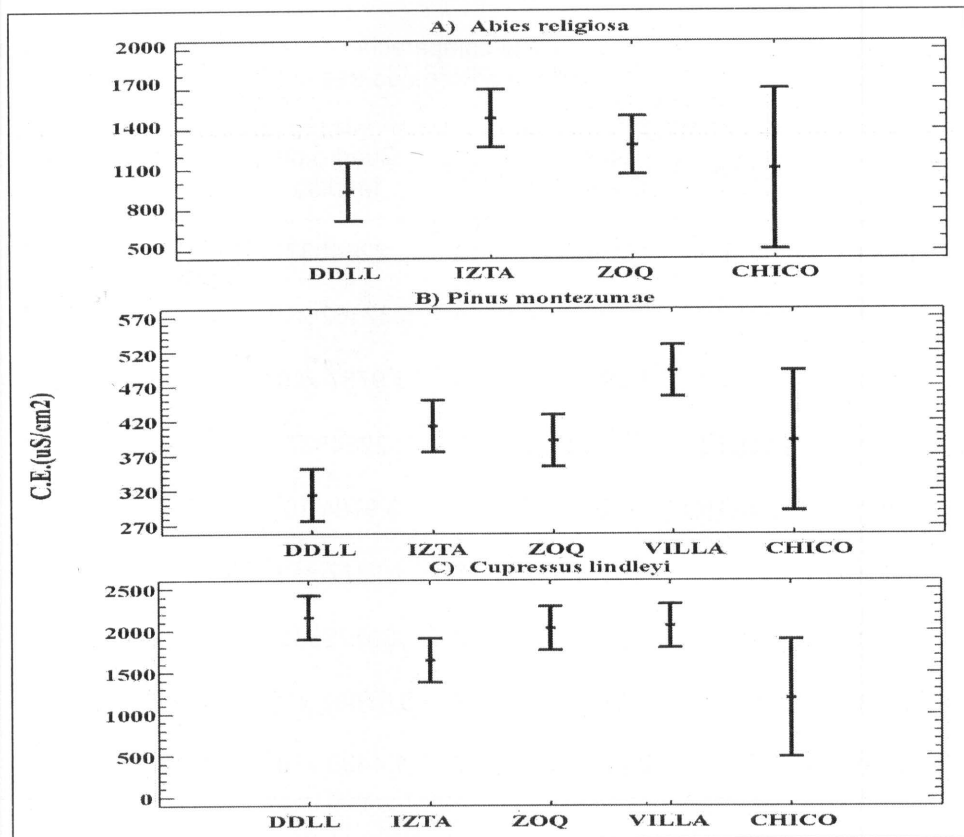


Figura 10: Comparación de medias de la conductividad eléctrica de la corteza arbórea en relación a los sitios de estudio.

sus correspondientes medias, por lo que es indistinto hacer la elección de cualquiera de ellas para su monitoreo.

b) Sin embargo, es necesario considerar que si la acidez atmosférica es cercana a tres (Figura 11a), lo recomendable es usar al pino; cuando el pH del aire o del agua de lluvia sea cercana a 4.0 se sugiere utilizar el oyamel y el cedro (Figura 11b y 11c).

c) Como se observa en la Figura 11b, el comportamiento de los iones hidronio con respecto a las especies es inverso al obtenido para la variable pH, lo cual indica que la selección de una u otra variable es indistinta.

La diferencia de medias del CAM entre los taxa (Figura 11c) muestra la gran

Cuadro 5. Análisis de varianza para la comparación de medias de los parámetros cuantificados en la corteza arbórea de tres coníferas.

Fuente de variación	Suma de Cuadrados	D. F.	Cuadro de Medias	Valor F	Significancia P >
Zona vs. $\mu\text{eq [H}^+]$	9059347	4	2264837	7.544	0.0000
Zona vs. CMA ( $\beta_0$ )	$2.1286 \times 10^5$	4	$5.32162 \times 10^6$	4.962	0.0007
Zona vs. $\lambda$	$1.5915 \times 10^7$	4	$3.9787 \times 10^6$	5.684	0.0002
Periodo vs. $\mu\text{eq[H}^+]$	17781980	5	2264837	11.847	0.0000
Periodo vs. CMA ( $\beta_0$ )	$1.9897 \times 10^5$	5	$3.9794 \times 10^6$	3.710	0.0028
Periodo vs. $\lambda$	$8.6387 \times 10^7$	5	$1.7277 \times 10^7$	24.682	0.0000
Especie vs. $\mu\text{eq [H}^+]$	61045062	2	30522531	101.672	0.0000
Especie vs. CMA	$1.1751 \times 10^4$	2	$5.87593 \times 10^5$	54.785	0.0000
Especie vs. ( $\beta_0$ )	$2.7888 \times 10^8$	2	$1.4439 \times 10^8$	206.275	0.0000

capacidad amortiguadora ( $\beta_0$ ) que posee la corteza del cedro blanco con respecto al pino y oyamel, interpretación que se respalda con la menor acidez y mayor conductividad eléctrica registradas en el cedro. Lo anterior podría deberse a la presencia de oxalacetatos en la corteza y a su composición química.

## CONCLUSIONES

La corteza del pino y la del oyamel son sensibles a la acidez de la atmósfera de la Cuenca de México.

La acidez registrada en la corteza del cedro y del oyamel permite diferenciar la cantidad de ácido depositado durante el periodo húmedo y seco en el bosque de pino-oyamel.

Mediante la acidez registrada en la corteza de *Pinus montezumae* (3.15 a 3.6); *Abies religiosa* (4-4.3.5) y *Cupressus lindleyi* (4.3-6.3) se concluye que la acidez existente en los bosques de pino-oyamel es similar a los registros de RAMA.



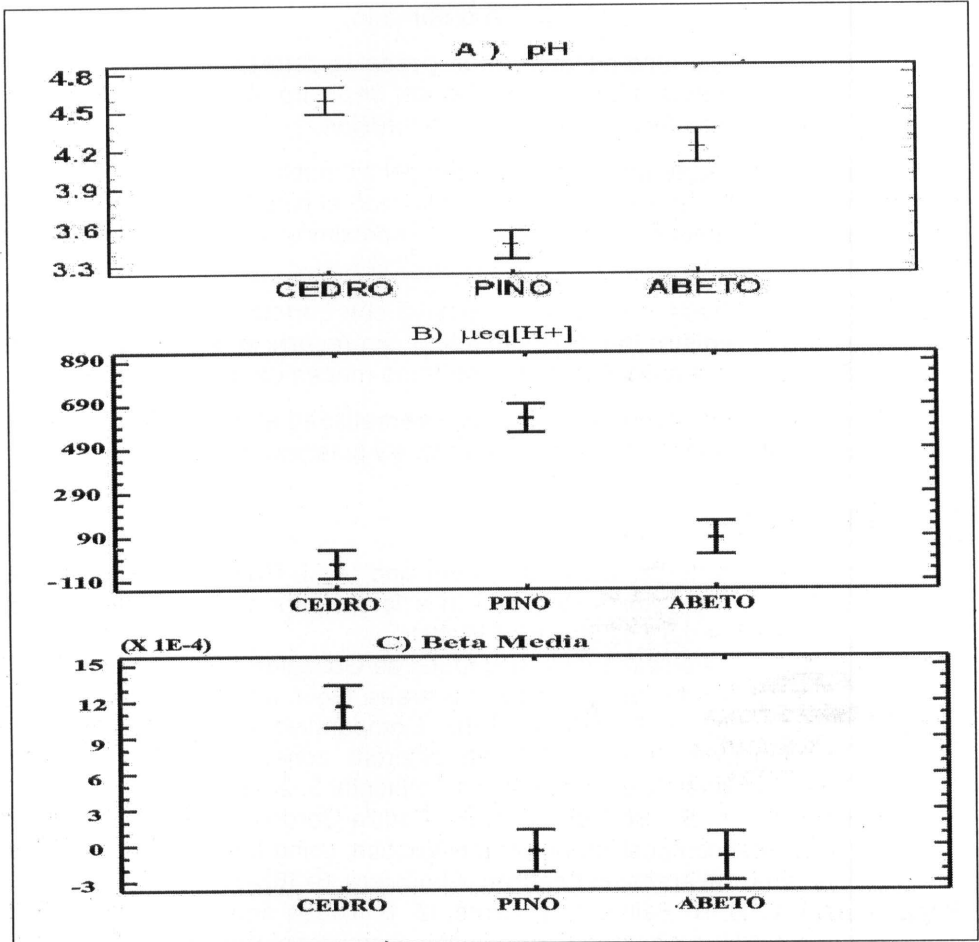


Figura 11. Varianza de medias del CAM ( $\beta_0$ ) en relación con la de *Pinus montezumae* (pino), *Abies religiosa* (oyamel) y *Cupressus lindleyi* (cedro).

A partir de los valores de acidez obtenidos en los bosques Izta-Popo (4.1-3.2), Zoquiapan (4.3-3.35), Desierto de los Leones (4.3-3.6) y Villa del Carbón (4.5-3.4) se determinó que la acidificación de los ecosistemas forestales es alta, en comparación con otras localidades ubicadas fuera la de Cuenca de México, como es el caso de El Chico (6.3.-6).

La temporada húmeda es la de mayor entrada ácida al ecosistema boscoso pino-oyamel.

La conductividad eléctrica (depósito de cationes), no es un parámetro dependiente de la temporalidad (seco o húmedo).

La capacidad media amortiguadora que posee la corteza del cedro, permite asegurar que la especie atenúa la acidez del depósito atmosférico, lo que la convierte en una opción recomendable para reforestar.

Para fines prácticos, se propone el método del biomonitoreo como herramienta para el registro de la acidez en bosques, utilizando el pino cuando la acidez sea cercana a 3.0, el oyamel para los valores de pH próximos a 4.0 y el cedro cuando se acerquen a 6.0.

Se sugiere el método de monitoreo pasivo con corteza de árbol, como un protocolo para el registro del depósito ácido, sin recurrir a costosos sensores automáticos, que se exponen a un desperfecto mecánico o al vandalismo.

La corteza arbórea favorece una amplia versatilidad en la aplicación de los métodos analíticos (PIXE, HPLC, colorimétricos y potenciométricos).

## REFERENCIAS

- Alvarado R., D., Ma. L. de la Isla de Bauer and A. J. Galindo. 1993. Decline of sacred fir (*Abies religiosa*) in a forest park south of Mexico City. *Environmental Pollution* 80:115-121.
- Báez-Predajo, A., H. Padilla-Gordon and O. G. de González. 1986. Acid rain over city valley and surroundings rural areas. *Geof. Int.* 25 (2): 315-346.
- Báez-Predajo, A. and D. R. Belmont 1987. Comparative study of the chemical composition of rain of three different zones in Mexico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 3: 25-36.
- Báez-Predajo A, D. R. Belmont and H. Padilla-Gordon. 1993. Variation of chemical composition of wet precipitation, using a sequential sampling: urban-rural areas comparison. *Atmósfera*. 6: 163-174.
- Báez-Predajo A., D. R. Belmont, E. Azpra, M. B. Torres and H. Padilla-Gordon. 1997. Cloud water and precipitation chemistry at Popocatepetl Volcano: a high elevation site. *Journal of Environmental Quality* 26 (1): 253-257.
- Beverland I. J., M. R. Heal, J. M. Crowther and M. S. N. Srinivas. 1997. Real-time measurement and interpretation of the conductivity and pH of precipitation samples. *Water, Air, and Soil Pollution* 98: 325-344.
- Bolken W. B. 1978. Properties of tree bark in relation to their agricultural utilization. USDA. Forest Service PNW-77. 36 p.
- Bravo-Álvarez, H., G. F. Perrin, E. R. Sosa y J. R. Torres. 1987. Contaminación atmosférica por fuentes móviles de la zona metropolitana de la Ciudad de México. *In: 3er. Encuentro Iberoamericano sobre la Ciudad. Jornadas Técnicas sobre Medioambiente.* 27-31 Junio de 1987. Colegio de Ingenieros Civiles de México, A. C. 13 p.

- Bravo-Álvarez, H., E. R. Sosa-Echeverría y R. Torres-Jardón 1989. El problema fotoquímico y la lluvia ácida en la Ciudad de México. *In*: 1a. Reunión de Salud y Ambiente en la Ciudad de México. SDN; DDF. 17 al 21 de abril, Auditorio de la Escuela Médico Militar. México, D. F. 14 p.
- Cape, J. N., D. Fowler J. W., Kinnaird I. D., Nicholson and I. J. Paterson 1987. Modification of rainfall chemistry by a forest canopy. *In*: Goughtrey, P.S., M.H. Martin and M.H. Unsworth (Eds.). Pollutant transport and fate in ecosystems. British Ecological Society. Special Publication # 6. UK. pp. 155-169.
- Capellato, R., Peters, N. E. and Ragsdale, H. L. 1993. Acid atmospheric deposition and canopy interactions of adjacent deciduous and coniferous. *Canadian Journal of Forest Research* 23(6):1114-1124.
- Cassens, D. L. 1974. Bark properties of eight western softwoods. *Forest Products Journal* 24 (4): 40-45.
- Cervantes S., A. y M. J. Márquez D. S. 2005. Diseño de experimentos-curso práctico. Serie: Comunicación en Estadística y Cómputo Científico. Facultad de Estudios Superiores-Zaragoza, UNAM. México, D.F. 141 p.
- Chuo Kaihatsu Cooperation (CKC). 2001 Actualización del impacto ambiental del proyecto pronóstico. Reporte Técnico. 44 p.
- Cibrián-Tovar, D. 1989. Air pollution and forest decline near Mexico City. *Environmental Monitoring and Assessment* 12: 49-58.
- Comisión Ambiental Metropolitana 2002. Programa para Mejorar la Calidad del Aire de la Zona Metropolitana del Valle de México 2002-2010. Ed. SEMANART, Gobierno del Estado de México, Gobierno del Distrito Federal y Secretaria de Salud. 2da. Ed. La Comisión Ambiental Metropolitana y la Agencia de Cooperación Técnica Alemana (GTZ). Toluca, Edo. de México. México. 164 p.
- Dawson-Saunders, B. y R. G. Trapp. 1993. Bioestadística Médica. Ed. M. Moderno. México. 384 p.
- De la Isla de Bauer, Ma. L. 1981. Estudios sobre los efectos de la contaminación atmosférica en la vegetación del Valle de México. Ed. Colegio de Postgraduados, Centro de Fitopatología. Colegio de Posgraduados, Montecillo, Edo. de México. México. 85 p.
- Dirección de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA). 1994. Programa precipitaciones ácidas en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. Informe Anual 1994. D.D.F.- Secretaría del Medio Ambiente, Dirección General de Prevención y Control de la Contaminación (DGPPC). México, D. F. México. 71 p.
- Erismán J., W. 1993. Acid deposition to nature areas in the Netherlands: Part I: Methods and results. *Water, Air and Soil Pollution* (71): 51-80.
- Erismán J., W., C. Beier, G. Draaijers and S. Lindberg 1994. Review of deposition monitoring methods. *Tellus* 46-B: 79-93.

- García, E. 1981. Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana) 3a. Edición. Ed. Enriqueta García de Miranda. México, D.F. México. 219 p.
- García C., J. S. y G. De la Lanza E. (Comp.). 1995. Lagos y presas de México. La Cuenca de México. Ed. Centro de Ecología y Desarrollo. México, D.F. México. 320 p.
- Gio-Argáez, R., I. Hernández R. y E. Sáinz H. 1989. Aspectos climáticos de la Cuenca del Valle de México. Sociedad Mexicana de Historia Natural e Instituto Nacional de Antropología e Historia. Ed. SMH. México, D.F. México. 75 p.
- Grether, F. 1977. The effect of a high-stack coal-burning power plant on the relative pH of a superficial bark hardwood tree. *Water, Air and Soil Pollution* (7):13-918.
- Grodzinska, K. 1976. Acidity of tree bark as a bioindicator of forest pollution in Southern Poland. *Proceeding of the First International Symposium on Acid Precipitation and the Forest Ecosystems*. USDA Forest Service General Technical Report NE-23. 27 p.
- Grodzinska, K. 1977. Changes in the forest environment in southern Poland as a result of steel mill emissions. *Proceedings of the International Symposium in Tokyo in Protection of the Environmental and Excursion on Vegetation Science through Japan*. Manrzer Toliyo: 207-215.
- Grodzinska, K. 1977a. Acidity of tree bark as bioindicator of forest pollution in southern Poland. *Water, Air and Soil Pollution* 7: 3-7.
- Grodzinska, K. 1979. Tree bark-sensitive biotest for environment acidification. *Environment International* 2: 173-176.
- Grodzinska, K. 1982. Monitoring of air pollutant by mosses and tree bark *In: Steubing, L. and H. J. Jäger (Eds ). Monitoring of air pollutants by plants. Methods and Problems*. W. Junk Publishers. The Hague/Boston/London. pp. 33-53.
- Härtel, O. 1981. Pollutants accumulation by bark. *In: Steubing, L. and H. J. Jäger (Eds ). Monitoring of air pollutants by plants. Methods and Problems*. W. Junk Publishers. The Hague/Boston/London. 12 p.
- Howells, G. 1990. Acid rain and acid waters. Ed. Ellis Harwoo. UK. 215 p.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1995. Censo poblacional. INEGI. México, D.F. México. 231 p.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1986. Carta de uso de suelo y vegetación, Esc. 1:50,000. Clasificación E14A39, E14A49, E14A59. México, D.F. México. s/p.
- Instituto Nacional de Investigaciones Forestales. 1984 Censo Nacional de los Recursos Naturales de la República Mexicana. INIF. México, D.F. México. 84 p.

- Johsen, I. and U. Söchting. 1973. Influence of air pollution on the epiphytic lichenvegetation and bark properties of deciduous trees in the Copenhagen area. *Oikos* 24 (3): 344-351.
- Kofujita H., K. Etyyu and M. Ota. 1999. Characterization of the major components in bark from five Japanese tree species for chemical utilization. *Wood Science and Technology* (33): 223-228.
- Kozlowski T., T. and H. A. Constantinidou. 1986. Responses of woody plants to environmental pollution. *Environmental Pollution* 47 (1): 5-51.
- Legrand, I., J. Asta and Y. Goudard. 1996. Variation in bark acidity and conductivity over the trunk length of silver fir and Norway spruce. *Trees* 11: 54-58.
- Lötschert, W. and Kohm H.-J. 1977. Characteristics of tree bark as an indicator in high-emission areas. *Oecologia* 27: 47-64.
- Madrigal S., X. 1964. Contribución al conocimiento de la ecología de los bosques de oyamel (*Abies religiosa* (HBK.) Schl. & Cham.) en el Valle de México. Inst. Nac. Invest. For. Bol. Téc. 18. México, D.F. México. 94 p.
- Markert, B. 1993. Plants as biomonitors: Indicators for heavy metals in the terrestrial environment. Ed. VCH, Weinheim, Germany. 644 p.
- Martin R., E. and G. R. Gray. 1971. pH of Southern pine barks. *Forest Products Journal* 21 (3): 49-52.
- Melo G., C. 1987. Los parques nacionales de la República Mexicana. Tesis Doctoral. Colegio de Geografía. Facultad de Filosofía y Letras, UNAM. México, D.F. México. 309 p.
- Medwecka-Komas, A., H. Kozłowska, S. Gawronski and E. Matysiak 1989. Pine bark extracts as the indicators of air pollution in the Ojcow National Park (Southern Poland) *Fragmenta Floristica et Geobotanica Ann.* XXXIV, Pars 3-4: 425-444.
- Miranda J., J. R. Morales, T. A. Cahill, F. Aldape and J. M. Flores 1992. A study of elemental contents in atmospheric aerosols in Mexico City. *Atmósfera* 5: 95-108.
- Miller H. G., J. D. Miller and Cooper J. M. 1987. Transformations in rainwater chemistry on passing through forested ecosystems. *In*: Gougrey, R. J., M. H. Martin and M. H. Unsworth (Ed.) *Pollutant transport and late in ecosystems*. British Ecological Society. Blackwell Scientific Publications. UK. 215 p.
- Organización Mundial Meteorológica. 1978. International operations handbook for measurement of background atmospheric pollution. WMO-No. 491. 69 p.
- Padilla-Gordon, H., D. R. Belmont, B. M. C. Torres, M. R. García and A. Báez-Pedrajo. 1996. A field comparison of cloud water collectors in a mountainous region under low wind speed conditions in Eastern Mexico. *Atmósfera* 9: 189-199.

- Páramo F., V. H., A. Guerrero M., Ma. Morales, E. Morales y C. D. Baz. 1987. Acidez de las precipitaciones en el Distrito Federal. *Ciencia y Desarrollo*, Enero-febrero 87 (72): 59-65.
- Páramo F., V. H., L. García G. y F. Casanova del Ángel. 1993. Precipitaciones ácidas en el periodo 1987-1991 en el área metropolitana de la Ciudad de México. *Ciencia y Desarrollo* XIX (113): 31-39.
- Parker, G. G. 1983. Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle. *In*: MacFadayan, A. and E. D. Ford (Eds). *Advances in ecological research*. No. 13. Academic Press Ltd. London, UK. 382 p.
- Rzedoswki, J., G. Guzmán, A. C. Hernández y R. Muñiz. 1964. Cartografía de la vegetación de la parte norte del Valle de México. *An. Esc. Nac. Cien. Biol. Méx.* 13: 31-57.
- Saavedra-Romero L., L. 1996. Análisis espacio-temporal de la depositación ácida utilizando como monitores de exposición la corteza arbórea de especies perennes del parque Nacional Desierto de los Leones. Tesis de Licenciatura en Biología, Facultad de Estudios Superiores-Zaragoza, UNAM. México, D.F. México. 87 p.
- Sánchez-Reyna, M. G. 1996. Estudio de la depositación ácida en la Ciudad de México, mediante bioindicadores (corteza arbórea) Tesis de Licenciatura en Biología, Facultad de Estudios Superiores-Zaragoza, UNAM. México, D.F. México. 76 p.
- Santamaria, J. M. and A. Martin. 1997. The bark as a bioindicator of air pollution in Navarra, Spain. *Water Air and Soil Pollution* 98 (3-4): 381-387.
- Sequiera, R. 1982. Acid rain: an assessment based on acid-base considerations *Journal of the Air Pollution Control Association* 32 (3): 241-245.
- Skye, E. 1969. Lichen and air pollution. *Acta Phytogeogra. Suec.* 52: 1-123.
- Skeffington, R. A. 1987 Transport of acidity through ecosystems. *In*: Goughrey P.J., Martin M. H. and Unsworth M. H. (Eds.), *Pollutant transport and fate in ecosystems*. Special publication No. 6 of the British Ecological Society. Ed. Blackwell Scientific Publications. UK. pp. 16-29.
- Smith, W. H. 1981. *Air pollution –interaction between air contaminants and forest ecosystems-* Springer-Verlag. New York, NY. USA. 380 p.
- Sokal, R. R. and F. J. Rohlf. 1969. *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research.* Ed. W. H. Freeman & Company. San Francisco, CA. USA. 776 p.
- Soto-Téllez, J. A. 1996. Estimación de la depositación ácida en tres parques urbanos del Distrito Federal. Tesis de Licenciatura en Biología, Facultad de Estudios Superiores-Zaragoza, UNAM. México, D.F. México. 83 p.
- Staxäng, B. 1969. Acidification bark of some deciduous trees. *Oikos* 20 (2): 224-230.

- Steubing, L. and J. Jäger H. 1982. Monitoring of air pollutants by plants, Methods and Problems Ed. Dr. W. Junk Publishers, The Hage, The Netherlands. 161 p.
- Swieboda, M. and A. Kalemba. 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.
- Trujillo T., R. 1989 Aspectos climáticos de la Cuenca del Valle de México. In: Gio-Argaez R., I. Hernández-Ruíz y E. Sáinz-Hernández (Eds.). Ecología Urbana. Sociedad Mexicana de Historia Natural e Instituto Nacional de Antropología e Historia. Ed. SMHN, México, D.F. México. 75 p.
- Wellburn, A. 1991. Air pollution and acid rain: the biological impact. Longman Scientific & Technical Editions, Ltd. Singapore. 274 p.
- Young A., T., E. A. Betterton and L. Saldívar de Rueda. 1997. Photochemical box model for Mexico City. *Atmósfera* 10: 161-178.