

26
20



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO**

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

AREA: CONTAMINACION ATMOSFERICA

**ANALISIS ESPACIO-TEMPORAL DE LA
DEPOSITACION ACIDA, UTILIZANDO COMO
BIOMONITOR DE EXPOSICION LA CORTEZA
ARBOREA DE ESPECIES PERENNES DEL PARQUE
NACIONAL DESIERTO DE LOS LEONES.**

T E S I S

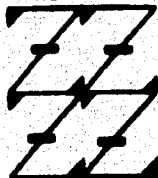
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:

B I O L O G A

P R E S E N T A :

LUZ DE LOURDES SAAVEDRA ROMERO

UNAM
FES
ZARAGOZA



LO BUENANO ES
DE NUESTRA REFLEXION

DIRECTOR DE TESIS: BIOL. GERMAN CALVA VASQUEZ

LAB. DE CONTAMINACION ATMOSFERICA

MEXICO, D. F.

1996

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



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.

Para los mejores padres, Bertín y Manuela con respeto
y amor, por su gran apoyo, comprensión y sobre todo
por su paciencia..

A mis hermanos Enrique, Mónica, Angeles, Bertín
Alejandro y Fernando.

A mis compañeros

Gracias

**Para el Biólogo Germán Calva Vásquez, excelente Maestro
y gran amigo, me siento orgullosa de haber sido su alumna
y espero seguir contando con su amistad por siempre.**

**Al Jurado:
Dr. Arcadio Monroy Ata
Bíol. Germán Calva Vásquez
Bíol. Maricela Arteaga Mejía
Bíol. Faustino López Barrera
Bíol. Efraín Angeles Cervantes**

Por su asesoría, gracias.

INDICE

PAG.

I. RESUMEN	
II. INTRODUCCION	1
III. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	7
OBJETIVOS.....	9
HIPOTESIS.....	10
IV. ANTECEDENTES.....	11

PARTE "A"

IV. 1. MARCO TEORICO.....	11
1.1 Tipos y fuentes de contaminantes.....	11
i) Compuestos de azufre.....	11
ii) Compuestos de nitrógeno.....	11
iii) Compuestos de carbono.....	12
iv) Hidrocarburos.....	12
v) Material particulado.....	12
1.2 Condiciones meteorológicas.....	14
i) Dirección y velocidad del viento.....	14
ii) Estabilidad atmosférica y temperatura.....	14
iii) Topografía.....	14
1.3 Procesos de deposición.....	15
1.4 Rutas de incorporación.....	16
i) Precipitación total.....	17
ii) Precipitación neta.....	17

1.5 Monitoreo biológico.....	18
1.6 El caso de la corteza arborea.....	19
1.7 Características de la corteza.....	20

PARTE "B"

IV. 2 Estudios precedentes.....	22
V. AREA DE ESTUDIO.....	24
1. Localización.....	24
2. Clima.....	24
3. Vegetación.....	25
i) Taxonomía de las especies arbóreas.....	25
4. Suelo.....	27
5. Geología.....	27
6. Hidrología.....	28
7. Zonas de Monitoreo.....	28
VI. METODOS DE CAMPO Y LABORATORIO.....	31
VII. RESULTADOS Y ANALISIS.....	36
1. Dispersión de variables.....	36
i) Concentración de protones.....	36
ii) Conductividad eléctrica.....	46
iii) Capacidad Amortiguadora.....	54
2. Diferencias significativas.....	58
VIII. CONCLUSIONES.....	76
IX. RECOMENTACIONES.....	78
X. LITERATURA CITADA.....	79
XI. ANEXOS.....	86

I. RESUMEN

En el Parque Nacional Desierto de los Leones, se detectó desde 1983 una alta mortalidad de individuos arbóreos; es posible que la acidez atmosférica de la Ciudad de México influya directamente sobre este suceso. Para comprobar esta hipótesis, se monitorearon tres secciones del parque a través de un biomonitor, la corteza de árbol. Se consideraron tres parámetros para la evaluación: el pH, la conductividad eléctrica y la capacidad media de amortiguamiento (CMA). Las especies evaluadas fueron *Pinus patula* Schl. et Cham., *Abies religiosa* (H.B.K.) Cham. & Schl., y *Cupressus lindleyi* Klotzch., las cuales mostraron diferentes grados de acidez, cada una dentro de un intervalo característico. Así, *Pinus patula* fue la especie con mayor capacidad acumulativa de ácidos (pH=3.26-3.31), seguido de *Abies religiosa* (pH= 3.53-3.59) y finalmente a *Cupressus lindleyi* correspondió la menor acidez (pH=5.12-5.56).

Para los valores de conductividad eléctrica, la conductancia fue inversa a la estimada por el pH; es decir, para *C. lindleyi* de 1163-1354 microS/cm, para *A. religiosa* de 645-821 y en *P. patula* de 246-250 microS/cm.

La capacidad amortiguadora, valor específico para cada especie fue de $2.34-2.50 \times 10^{-04}$ para *C. lindleyi*, de $1.77-1.82 \times 10^{-04}$ para *A. religiosa* y de $1.97-2.06 \times 10^{-04}$ para *P. patula*.

La mayor depositación de ácidos estuvo en función de los meses de mayor precipitación en el Desierto de los Leones, con un $\text{pH}=3.37$ (424 ueq/2g) al final del período lluvioso (LL-2). La mayor acidez se registró durante 1991.

La conductividad eléctrica más alta se registró al final de la temporada seca (S-2) con 815 microS/cm , quizás debido a una mayor depositación de material particulado. La conductividad anual fue mayor para 1990 y 1992 y menores para los años restantes.

Para el análisis espacial, no se obtuvo diferencias, por lo cual se concluyó que la ubicación de cada zona es independiente de la cantidad de protones cuantificados, sin embargo debe considerarse que el estudio se realizó a escala local y que estudios posteriores pueden incluir el monitoreo a escala sinóptica (regional) y mesoescala.

II. INTRODUCCION

Por sus actividades, el hombre ha transformado poco a poco la atmósfera de todo el mundo (Larcher, 1991).

De acuerdo a Garrec *et al.*, (1993) al extrapolar las condiciones atmosféricas actuales, la atmósfera del siglo XXI será más cálida, con mayor contenido de dióxido de carbono (CO_2), más oxidante (O_3 , PAN), más ácida (H_2SO_4 , HNO_3) y con un flujo de rayos ultravioleta B superior, de ahí que los ecosistemas forestales y los árboles empleados para la reforestación de hoy, conocerán en el momento de su explotación condiciones de vida distintas. Actualmente, es casi imposible prever las consecuencias fisiológicas a largo plazo de dichas modificaciones ambientales, así como de sus repercusiones económicas; es pues prioritario, determinar si se deben tomar rápidamente, medidas silvícolas adecuadas para manejar sustentablemente las zonas afectadas por la contaminación.

Fernández (1986) manifiesta que los ecosistemas forestales son afectados por el moderno "clima químico" que impera, el cual posee el suficiente potencial para alterar su salud y su productividad. Estas alteraciones se observan en diferentes bosques fríos de Europa (Bonsau y Landmann, 1989), Estados Unidos (Pitelka y Raynal, 1987) y ahora también en México (Sierra *et al.*, 1987; Ciesla y Macías, 1987). Se argumenta, que la entrada de contaminantes, principalmente de carácter ácido podrían desempeñar un papel crucial en la manifestación de extensos daños.

Algunos contaminantes primarios precursores de estos ácidos, tienen una reactividad y una concentración específica, p.e., para la Cuenca de México, la Secretaría del Medio Ambiente (1978) estimó emisiones de 306,612 Ton de SO_2 y 74,136 Ton de NO_x . Cálculos teóricos realizados en el Laboratorio de Contaminación Atmosférica de la FES-Zaragoza manifiestan un incremento a 608,230 y 137,545 Ton respectivamente para 1995; por lo tanto, estas emisiones son de alguna forma posibles agentes causales de los daños observados en nuestros bosques.

Considerando la relación daño forestal-contaminante ácido, se desarrollan actualmente diversos estudios que versan sobre los efectos de la depositación ácida en la vegetación (arbórea específicamente) y sobre algunas propiedades químicas del suelo (capacidad de intercambio catiónico y porcentaje de bases). Los daños en cada estrato del ecosistema son factibles de medición, sin embargo, los que atañen a la vegetación (en la mayoría de los casos) son de difícil reconocimiento debido a su compleja función (Kozłowski y Constantinidou, 1986; Jeffrey y Madden, 1993).

En lo que respecta a los mecanismos de afectación a la vegetación, Kozłowski (1991) propone, que a corto o largo plazo un contaminante puede originar desajustes fisiológicos en la planta, dependiendo si su vía de contacto es directa (a través del sistema radical) o indirecta (por la superficie foliar); asimismo propone, que los cambios en la fisiología del vegetal se expresan generalmente modificando sus patrones de crecimiento (Kozłowski y Constantinidou, 1986).

Dentro de una línea secuencial de daños, se tiene en primera instancia el nivel bioquímico seguido por cambios en células individuales, posteriormente en la planta; en una especie y en casos drásticos se extiende a la comunidad.

En otras palabras se reduce el número de especies vegetales y su productividad; lo que trae consigo la disminución espacio-temporal de la comunidad forestal (Whittaker, 1975; Kozłowski y Constantinidou, 1986; Kozłowski et al., 1991; Dunnette y O'Brien, 1992) (Figura 1).

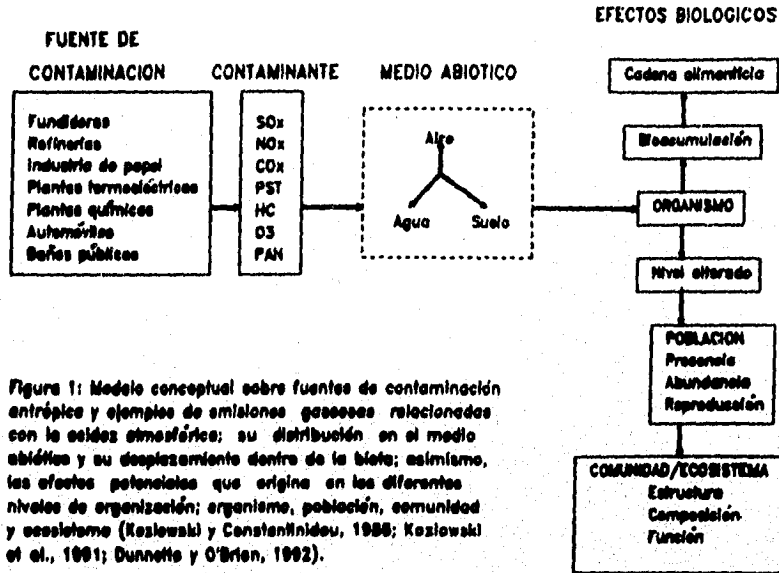


Figura 1: Modelo conceptual sobre fuentes de contaminación antrópica y ejemplos de emisiones gaseosas relacionadas con la calidad atmosférica; su distribución en el medio abiótico y su desplazamiento dentro de la biota; asimismo, los efectos potenciales que origina en los diferentes niveles de organización: organismo, población, comunidad y ecosistema (Kozłowski y Constantinidou, 1986; Kozłowski et al., 1991; Dunnette y O'Brien, 1992).

Se reportan también, daños más específicos como: lesión foliar intervenal, alteraciones morfológicas en hojas y acículas, erosión de cubiertas protectoras como la cutícula, oxidación de ácidos grasos, ruptura de enlaces disulfuro en proteínas y cambios en la pigmentación y en la turgencia foliar (Tamm y Cowling, 1977; Kabata-Pendias, 1979; Spurr y

Barnes, 1980; Koziowski y Constantinidou, 1986; Howells, 1990 y Poethumus, 1991).

En la actualidad, se proponen modelos teóricos para explicar el declive forestal principalmente el de Europa Central (Ulrich, 1990; Zoetti y Huetti, 1986) y del Noreste de Estados Unidos (Pitelka y Raynal, 1987), que hacen énfasis en daños visibles como pérdida del follaje y valorar efectos inconspicuos como la lixiviación de nutrimentos del suelo y follaje (Figura 2).

Respecto a las alteraciones en follaje, se sabe de la variación en la cantidad de calcio, magnesio, potasio, nitrato y amonio entre el agua que escurre del follaje de *Pinus* y la cantidad de los mismos iones en la lluvia incidente con un pH=3.8. El aumento, lo atribuyen a dos procesos: por un lado a la erosión de la cubierta foliar y por otro a la remoción de aerosoles atmosféricos, que *a priori* se depositaron sobre el follaje (Simmons y Kelly, 1989)

En estudios de suelo, se determinó que la deposición de ácidos promueve el lavado de cationes Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ y K^+ y una concomitante presencia de niveles tóxicos de Al^{+++} en la solución; estas condiciones originaron la muerte de raíces secundarias de los géneros *Ficoides*, *Betula* y *Abies* cuando los pH se encontraba entre 3.5 a 5.5 (Windlander, 1975; Ulrich, 1980; Rehfuss y Bosch, 1986); además de la acumulación y movilidad de metales pesados, sobre todo de Fe^{++} y Mn^{++} (Boul, 1991). Finalmente, se demostró que en condiciones de acidez extrema (pH=2.8-3) se altera la mineralogía de la fracción arcillosa (Rampazzo y Blum, 1992).

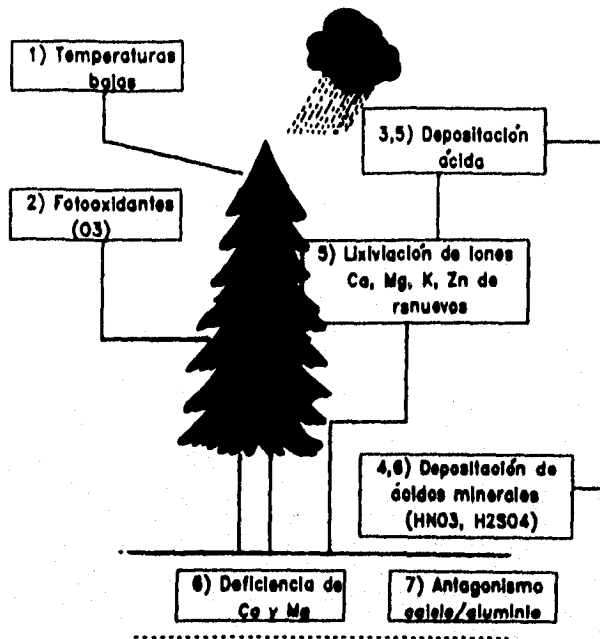


Figura 2: Efectos aditivos y/o antagonísticos de la contaminación atmosférica Vs. las condiciones ambientales.

El óptimo funcional de un bosque, está determinado por los factores fisiológicos que impiden en un tiempo y espacio determinados, cualquier modificación en alguno de ellos respecto en la salud de los árboles.

- (1) Disminuye la capacidad de la raíz de absorber agua y nutrientes reduciendo así la proliferación de reservas. Cambios en la temperatura, activa y/o desactiva rutas enzimáticas afectando la distribución de carbono en el árbol (Kumar, 1983).
- (2) A corto plazo reduce la apertura de estomas con respecto en *Pinus* y a largo plazo un aumento y descenso en estomas (Kandarian, et al., 1991). Debido a las fluctuaciones y la producción de almidón, amoníaco y ácidos nucleicos (Jensen, 1981; MacIntyre et al., 1982). El resultado es un aumento al parveo en el árbol (Stern, 1981).
- (3) Disminuye sustancialmente el transporte de carbono a la raíz (Whitmore, 1985; Vogel et al., 1984; Kuhn y Peck, 1987; Siro et al., 1988). Morrison (1984) propone un cambio de dicho foliar a precipitaciones con un intervalo de pH entre 2 y 5. Por su parte Horvath (1989) refiere el mismo dato a un pH mayor 5.5.
- (4) La acumulación de altas concentraciones de nitrógeno disminuye enfermedades fúngicas en la raíz (Franklin, 1989).
- (5) Carencia de calcio e la caída de la cubierta foliar (cutícula) con la consecuente pérdida de Mg^{++} y posteriormente Ca^{++} (Giblinson, 1983; Cowling, 1984).
- (6) A largo plazo, los ácidos que caen al suelo reducen la disponibilidad del calcio, magnesio y potasio, que por la pérdida de un catión móvil como nitrato o sulfato se liberan del suelo (Percival, 1988).
- (7) La carencia de calcio reduce también el antagonismo calcio/aluminio en suelo, lo que se relaciona con la baja productividad de robles de *Ficus alba* (Jaramila y Sotomayor, 1982).

Skellington (1987) propone de manera concreta una saturación de bases del 86% para separar a los suelos con baja capacidad amortiguadora de aquellos resistentes (>86%). Este porcentaje, en aditividad a otras propiedades como altos contenidos de materia orgánica, al aporte continuo de material alcalino o a la presencia de suelos calcáreos (de elevada capacidad neutralizadora de ácidos) confiere a largo plazo cierto grado de rechazo al posible efecto ácido (Mohnen, 1988; Rodhe y Herrera, 1988).

Con lo anterior, es posible concretizar la importancia que tiene el caracterizar la magnitud de la depositación ácida dentro de los bosques de la Cuenca de México y en específico para el Parque Nacional Desierto de los Leones, el cual ha presentado una serie de eventos ecológicos que ponen en peligro su sobrevivencia, pese a que es la zona boscosa con mayor número de estudios realizados por Universidades, Instituciones Estatales (CORENA, DDF) y Particulares.

III. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Como una fuente importante para la recreación y el turismo, la zona suroeste del Distrito Federal, donde se localiza el Parque Nacional Desierto de los Leones proveía hasta 1986 de un 71.5% del caudal total de agua (36.8 m³/s) requerida por nuestra urbe, lo que se traduce en volumen *per capita* de 312 litros diarios (DDF, 1988).

Dada la importancia de esta zona, se sabe que desde la década de los 80 se ha manifestado una intensa muerte en las poblaciones arbóreas de Abies religiosa, Pinus patula y Pinus hartwegii (de mayor importancia en el área) (Closa y Macías, 1987; Vásquez, 1987; Sierra et al., 1987; Alvarado et al., 1991). Las zonas de mayor afección son las de ubicación Norte del bosque con una exposición directa a la atmósfera de la Ciudad de México (Cibrián, 1989). De acuerdo a Sierra (op. cit.) en esa parte del bosque no existen renuevos (DAP¹ < 2.5 cm), ni juveniles (DAP=2.6-12.5 cm); y los árboles maduros presentan una mortalidad ascendente e irregular. La tasa de muerte en Abies, es de 932 m³/año en todo el bosque y de acuerdo a Vásquez (1987) en 1983, existía un volumen de árboles despuntados de 1859 m³ y de arbolado muerto de 115,857 m³. Los cambios en la coloración del follaje, pérdida de hojas jóvenes y muerte de ramas, se suman a lo anterior, de tal forma, que en conjunto confieren al árbol menor vigor y resistencia a posibles factores de estrés secundarios (heladas, patógenos, sequía).

La muerte del arbolado del Desierto, nos hace suponer que los altos índices de contaminación del D.F., desempeñan una función importante en el proceso de debilitamiento del bosque, sobre todo en lo que respecta a

¹DAP= Diámetro del árbol a la altura del pecho.

la acidez de la lluvia registrada al suroeste del D.F., donde se estima que el 75% de lluvias son ácidas ($\text{pH} < 5.65$) (Riveros et al., 1994; Bravo et al., 1991),

Bajo estos términos, el presente estudio tuvo por objetivo determinar los niveles de acidez retenida en la corteza de tres especies arbóreas Pinus patula, Abies religiosa y Cupressus lindleyi para tres zonas del Parque Nacional Desierto de los Leones, una en el NE (Casa de Piedra), otra en el Centro (Peteretes) y finalmente una al NW (Cruz Blanca); por lo tanto, si la acidez es alta, será posible proponerla como otro factor de contribución de los daños registrados.

Ahora bien, debido a que es vasta la extensión de bosque dañado, se hace apremiante la realización de más estudios que contribuyan al entendimiento de la muerte masiva por efecto de la acidez atmosférica, entre otros factores, y de esta forma proponer a largo plazo estrategias de recuperación para esta importante zona ecológica.

OBJETIVOS

General

- Caracterizar en los extractos acuosos de corteza arbórea de las especies *Pinus patula* Schl. et Cham., *Abies religiosa* (H.B.K.) Cham. & Schl., y *Cupressus lindleyi* Klotzch., los niveles de deposición ácida, su variación por temporada anual y su capacidad amortiguadora en un gradiente de exposición Noreste-Centro-Noroeste en el Parque Nacional Desierto de los Leones durante los años 1990-1993.

Particulares

- Determinar a través del pH y de la conductividad eléctrica, en cada especie la capacidad acumulativa de ácidos y su capacidad media de amortiguamiento.
- Determinar la temporada de mayor deposición ácida, la especie cuyo extracto de corteza presente la mayor acidez y la de mayor capacidad media de amortiguamiento en las tres diferentes zonas del Parque durante el período de monitoreo 1990-1993.

HIPOTESIS

**Si los extractos de corteza de coníferas del Parque Nacional Desierto de los
Leones, presentan concentraciones de iones hidronio superiores al estándar
de no-acidez (2.51 ueq) ($\text{pH} < 5.6$), entonces, este bosque presentará
problemas de acidez, de una magnitud variable para cada temporada de
muestreo seca y lluviosa, la cual será mayor en las zonas de exposición
directa con la Ciudad de México..**

IV. ANTECEDENTES

IV.1 Parte A: Marco Teórico

1.1 Tipos y Fuentes de Contaminantes Atmosféricos.

Los contaminantes atmosféricos que influyen sobre el crecimiento y desarrollo de plantas leñosas, incluye en términos generales a los óxidos de azufre (SOx), óxidos de nitrógeno (NOx), óxidos de carbono (COx), hidrocarburos (HC), material particulado (MP), ozono (O₃), fluoruros (F) y peroxiacetilnitratos (PANs) (Kozlowski y Constantinidou, 1988). De estos ocho tipos, los tres primeros se consideran de origen primario (emisión directa de la fuente) y los restantes de carácter secundario (producto de reacción de los primarios entre sí y los componentes de la atmósfera). Estos compuestos, se presentan en la atmósfera en diversas formas químicas; las cuales mencionaremos brevemente en los siguientes párrafos, indicando asimismo su estado físico y su origen. Posteriormente, el Cuadro 1 resume algunas de las reacciones más importantes para la síntesis de ácidos atmosféricos (minerales y orgánicos) en zonas urbanas (Finlayson-Pitts y Pitts, 1986) a saber:

I) Compuestos de Azufre: se presenta como SO₂ (dióxido de azufre), H₂S (sulfuro de hidrógeno) y SO₄ (sulfato particulado); -SH (mercaptano) y (CH₃)₂S (sulfuro de metilo). Prácticamente todo el S emitido tiene su origen en la quema de carbón, procesos de combustión y de fundición.

II) Compuestos de Nitrógeno: en episodios de smog, el N está representado por 5 compuestos gaseosos N₂, NH₃, N₂O, NO, NO₂ y 2 en fase condensada NH₄ y NO₃. Otras como el N₂O₅ y N₂O₄ son intermedarios en reacciones nocturnas para formar nitratos orgánicos

(oxidantes-PANs) y ácido nítrico. La principal fuente de los NOx son los procesos de combustión industrial y vehicular (Seinfeld, 1991).

iii) Compuestos de Carbono: el CO y el CO₂ derivan de la combustión de alguna sustancia orgánica. El segundo es un gas abundante y preocupa por sus efectos sobre cambios climáticos; en tanto que el monóxido es un gas venenoso que se dispersa con facilidad.

iv) Hidrocarburos: una atmósfera urbana se distingue por su alta concentración de hidrocarburos (alifáticos y aromáticos). A partir de ellos, se forman compuestos altamente tóxicos como el formaldehído (HCHO), la acroleína (CH₂ = CH-CHO) y los ácidos orgánicos. La síntesis parte de compuestos inorgánicos y olefinas a través de una ruptura oxidativa con radicales libres (O, OH, HO₂) o bien con la intervención de oxidantes moleculares (O₃, CH₃OOH, O₂) (Fessenden y Fessenden, 1983; Durjan y Demerjan, 1985).

v) Partículas suspendidas: como una de las formas más visibles de contaminación atmosférica, las partículas suspendidas se agrupan de acuerdo a su talla, en gruesas (2-3 micras) y finas (< 2 micras). Los componentes de las primeras son en su mayoría de origen edáfico destacando los óxidos de silicio, óxidos de aluminio, calcio, magnesio y hierro, así como carbonatos de sodio y material vegetal (polen y esporas). Las finas por su parte se conforman de sulfatos, nitratos, amonio, plomo y compuestos carbonáceos (grafito y hollín) (Falcón, 1992).

Cuadro 1: Principales reacciones químicas para la formación de ácidos atmosféricos en zonas urbanas.
<p style="text-align: center;">- SO_x -</p> <p>1: Reacción fotoquímica (fase gaseosa + radicales libres)</p> $SO_2 + [O; OH; HO_2]^* + M^* \rightarrow SO_3 + M$ $SO_2 + H_2O (V) \rightarrow H_2SO_4$ <p>2: Reacción catalítica (fase acuosa)²</p> $SO_2 (g) + H_2O \rightarrow SO_3 \cdot H_2O$ $SO_3 \cdot H_2O \rightarrow H^+ + HSO_3$ $HSO_3 + H_2O_2 \rightarrow H^+ + SO_4 + H_2O$
<p style="text-align: center;">- NO_x -</p> <p>3: Reacción diurna (fase acuosa)</p> $2NO_2 + H_2O \rightarrow 2HNO_3 + NO$ <p>4: Reacción diurna (fase gaseosa)</p> $NO_2 + OH \rightarrow HNO_3$ <p>5: Reacción nocturna</p> $[H_2O_2 \text{ ó } NO_2 + NO_2] + H_2O \rightarrow 2HNO_3$
<p style="text-align: center;">- CO_x -</p> <p>6: $CO_2 + H_2O \rightarrow HCO_3 + H^+ \rightarrow H_2CO_3$</p> <p>7: $HCO_3 \rightarrow CO_2 + H^+$</p>
<p style="text-align: center;">- HC^x -</p> <p>8: $CO_2 + HO_2 + O_2 \rightarrow H_2O + COOH \rightarrow COOH + OH$</p> <p>9: $CH_2 = CH - CH = CH_2 + O_2 \rightarrow 2CH_3 \cdot COOH$</p>

²Tomada de Calvert y Stockwell (1984). La reacción dominante en atmósferas poco contaminadas se realiza en presencia de radicales OH. Hutchinson y Hovas (1980); Durjan y Demerjian (1985) y Lyon y Scott (1990) convergen en los tres mecanismos propuestos.

³De acuerdo a Lyon y Scott (1990) existe un material (M) necesario para absorber el exceso de energía que se activa durante la reacción.

⁴De Work Group 2 (1982); Rairwell et al., (1983) y Durjan y Demerjian (1985)

⁵Reacciones 3 y 4 tomadas de Durjan y Demerjian (1985) y 5 de Seinfeld (1986).

⁶Reacciones 6 y 8 de Durjan y Demerjian (1985).

⁷De Fehsenfeld y Fehsenfeld (1983).

1.2 Condiciones Meteorológicas.

La variación entre los índices de producción y la velocidad de reacción-transporte de los gases precursores de la deposición ácida está en función de los siguientes factores (Munn, 1980; EPA, 1980; Manahan, 1983):

I) Dirección y Velocidad del Viento: en términos generales, la dilución de un contaminante una vez que fue emitido es directamente proporcional a la velocidad del viento.

II) Estabilidad Atmosférica y Temperatura; la estabilidad atmosférica⁸ (índice de turbulencia), se relaciona con la mezcla vertical del contaminante, al través del desplazamiento de masas de aire con diferente temperatura. Cualquier contaminante emitido bajo estas condiciones es atrapado dentro de esta mezcla vertical y es dispersado a mayor velocidad; desafortunadamente, estas condiciones no siempre existen, lo cual genera una contaminación de tipo local.

III) Topografía: la configuración del terreno actúa sinérgicamente con los elementos del clima favoreciendo la dispersión de contaminantes o interrumpiendo la misma (antagónicos). Ejemplo de ello se observa en la Cuenca de México y de los Angeles California donde las montañas que las circundan actúan como muros de contención formando enormes depósitos de donde los gases no puede fluir libremente (sobre todo en condiciones de estabilidad atmosférica) en consecuencia, el contaminante queda por más tiempo dentro del área (EPA, 1980).

⁸ En una atmósfera estable la temperatura del aire se incrementa en 1 °C por cada 100m de altura en la baja atmósfera. En la inestabilidad por su parte el aumento es > 1° C siendo esta de gran importancia para que la dispersión de un contaminante sea efectiva (EPA, 1980).

1.3 Procesos de Deposición.

En función de las características físicas del contaminante como tamaño y estado de agregación, la ruta que sigue hasta su depósito final será asimismo distinto. Con base a ello, Hutchinson y Havas, (1980); Galloway y Parker, (1980); Bredemeier, (1988) y Ulrich (1989) proponen dos rutas de acceso al ecosistema forestal:

1. La vía húmeda que involucra lluvia y nieve

2. La vía seca con subcategorías de:

a) Sedimentación o caída gravitacional de partículas > 10-30 micras y que generalmente son de origen edáfico y marino.

b) Impactación de aerosoles: principalmente de nitratos y sulfatos de amonio con diámetros < 10 micras.

c) Absorción de gases: como el SO₂, a través de las superficies húmedas del follaje, corteza, estomas y sobre paredes celulares y estructuras protectoras (cutícula).

La velocidad de deposición de cada vía y subcategoría, está determinada por la turbulencia atmosférica, por el tipo de contaminante y por las características de la vegetación y del suelo (Figura 3). Para el contaminante es importante su concentración y la forma; y para la vegetación destaca la composición (perenne o caducifolio), la altura, la densidad, la forma de la copa (excurrente o decurrente), su índice de área foliar y el porcentaje de humedad superficial (Hutchinson y Havas, 1980; Grennfelt et al., 1980; D'Itri, 1982; Harold y Hocker, 1984; Bredemeier, 1988).

1.4 Rutas de Incorporación.

Los estudios de Nicholson et al., (1970); Galloway y Parker (1980) y Hutchinson y Havas (1980) manifiestan la ruta continua que permite la entrada

de la deposición ácida desde la atmósfera a la superficie terrestre (Figura 4). Cabe mencionar que en su recorrido, la precipitación interactúa con el dosel y el tronco arbóreo hasta un destino común, el suelo. Las etapas de incorporación de acuerdo a Nicholson *et al.*, (1970) se sintetizan de la siguiente forma:

- i) Precipitación Total: es la cantidad de lluvia que cae sobre la superficie vegetal incluyendo el lavado atmosférico.
- ii) Precipitación Neta: porción de lluvia que alcanza el suelo adyacente a la vegetación. Se subdivide en: (a) lavado de copa, que comprende el agua que gotea del dosel + la caída ininterrumpida de la lluvia a través de los huecos de la copa (penetración directa) y (b) lavado del tronco, es el agua que llega al suelo, antecedida del lavado superficial del tronco.

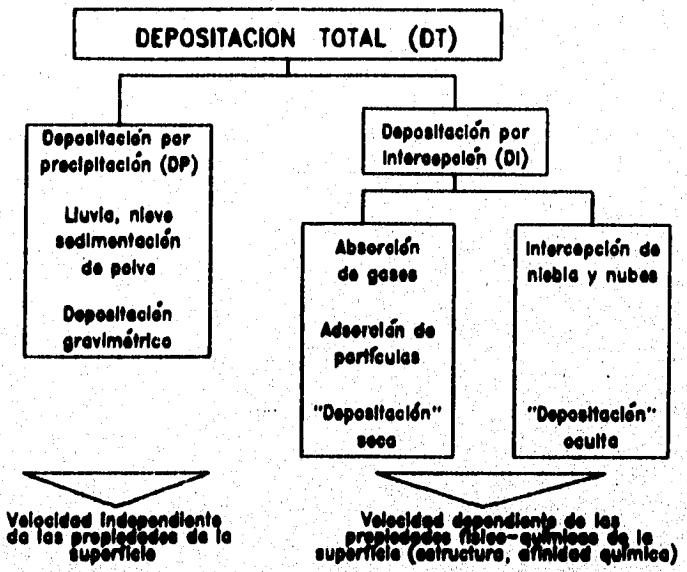
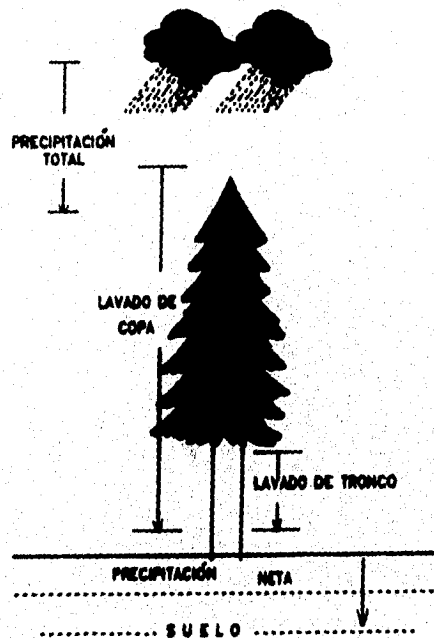


Figura 3: Fraccionamiento de la deposición atmosférica total (DT) y su relación con el estado físico del contaminante y las propiedades del receptor (vegetación y suelo) (Nicholson *et al.*, 1970; Galloway y Parker, 1980; Brodeur, 1988)

Es importante resaltar que estos procesos conllevan a establecer patrones de movimiento iónico en la vegetación y el suelo (Figura 5); de tal forma, que la composición química de la precipitación neta (ii) difiere considerablemente de la precipitación total (i) según el tipo de bosque (Kabata-Pendias, 1979). La diferencia se atribuye, al incremento en la concentración de iones por intercepción foliar y que posteriormente son lavados por acción de la lluvia más una concentración extra removida del tejido foliar (por intercambio o difusión) (Nicholson et al., 1970).

Figura 4: Mecanismos de incorporación de la deposición ácida al ecosistema forestal. Las etapas de lavado incluyen la atmósfera, el follaje y el suelo, para su incorporación final al suelo (Nicholson et al., 1970; Hutchinson y Havaas, 1980).



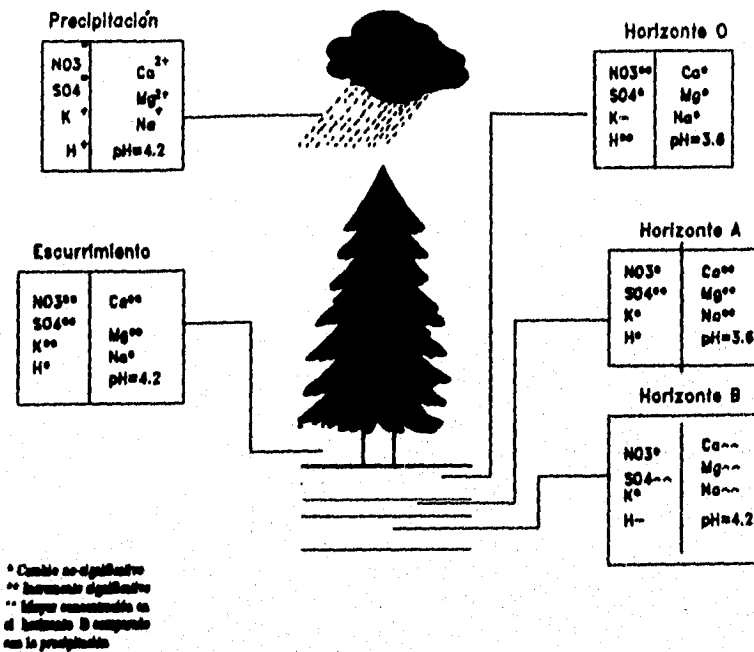


Figura 5: Patrones de movimiento iónico entre la atmósfera, la precipitación, el follaje y el suelo forestal. La lluvia, con alta concentración de ácidos es interceptada por la vegetación extrayendo nutrientes, particularmente Ca^{2+} , K^+ y Mg^{2+} con una celeridad mayor que la empleada por las raíces para reemplazarlos; esto trae consigo la modificación del estado nutricional del árbol y acidifica el suelo (Raynal y Raleigh, 1985; Anderson, 1989).

1.5 Monitoreo biológico.

El conocimiento fundamental sobre el umbral de resistencia/tolerancia de la vegetación respecto a un contaminante

específico, es de interés práctico cuando el vegetal se desarrolla en áreas con elevados niveles de contaminación como el entorno industrial. Varias especies y aún las variedades de una especie difieren en sensibilidad (Larcher, 1991).

Ahora bien, debido a que algunas plantas responden a diferencia del hombre a un umbral de contaminación menor es posible utilizarlas como indicadores de la calidad ambiental. Especies particularmente sensibles, pueden servir como indicadores (p.e. el *Pinus sylvestris* es altamente sensible al SO₂, HCl y HF), mientras tanto, las resistentes pueden ser útiles como acumuladores (Larcher, 1991). Por ello, el monitoreo a través de un grupo específico como líquenes, musgos y espermatofitas nos ofrece numerosas ventajas, y es actualmente una herramienta de gran mérito para obtener información respecto a cambios ambientales. Cabe mencionar, que entre sus bondades destaca su bajo costo y la capacidad de inferir a través de su uso cambios espacio-temporales de atmósferas contaminadas o en progreso.

1.6 El caso de la corteza arbórea.

La utilización de la corteza arbórea con propósitos de biomonitoring permite la cuantificación de un contaminante específico ya que refleja directamente la composición química de la atmósfera. Los estudios de Markert (1983) concluyen que el contaminante en cuestión se acumula en su superficie, con ninguna posibilidad de ser translocado pues se trata de un tejido inerte. p.e: Hampp y Hoff (1974) concluyen que la cantidad de plomo registrado en la corteza de *Tilia cordata* y *Acer platanoides* fue de 90-109 g/Kg a una altura de 1.5 m y 10 min después de ser lavada sólo se obtuvo el 40% del Pb inicial. Asimismo, Karandinos *et al.*, (1985) establece que la concentración de Pb es 20 veces más alta en los 3 mm iniciales de la corteza.

1.7 Características de la corteza

La corteza, parte externa de tallo y raíz es todo tejido del árbol fuera de la capa de cambium vascular (Kozłowski, 1971; Raven y Eichorn, 1992). En fase inicial; es decir, en vegetales que no han experimentado crecimiento diametral, se compone de epidermis, colénquima, parénquima y endodermis. El estado secundario como producto de la actividad del cambium vascular lo conforma el súber, la felodermis, la corteza primaria y el floema (Figura 6).

Para la composición química de la corteza, destaca el contenido de lignina (40-55%) que confiere resistencia a la pared celular y desempeña un papel de cementante intercelular; de polisacáridos un 30 a 48%; 20-35% de celulosa y 2 a 5% de minerales (Corder, 1976). Para coníferas, un rasgo característico es la presencia de taninos condensados (proantocianidinas y poliflavonoides) (Hemingway et al., 1989). La humedad depende de la razón corteza interna-externa pues el contenido de agua varía significativamente en ambas (Haygreen y Bowyer, 1982).

Como propiedad física, la densidad refleja la porosidad del tejido y varía dependiendo de la especie. Cassens (1974) y Haygreen y Bowyer (1982) reportan valores de 0.27 y de 0.60 en *Pinus ponderosa* y *Abies alba* respectivamente. Dicho parámetro se considera en cuestiones de explotación maderera ya que refleja la resistencia de cada especie arbórea (Young, 1991).

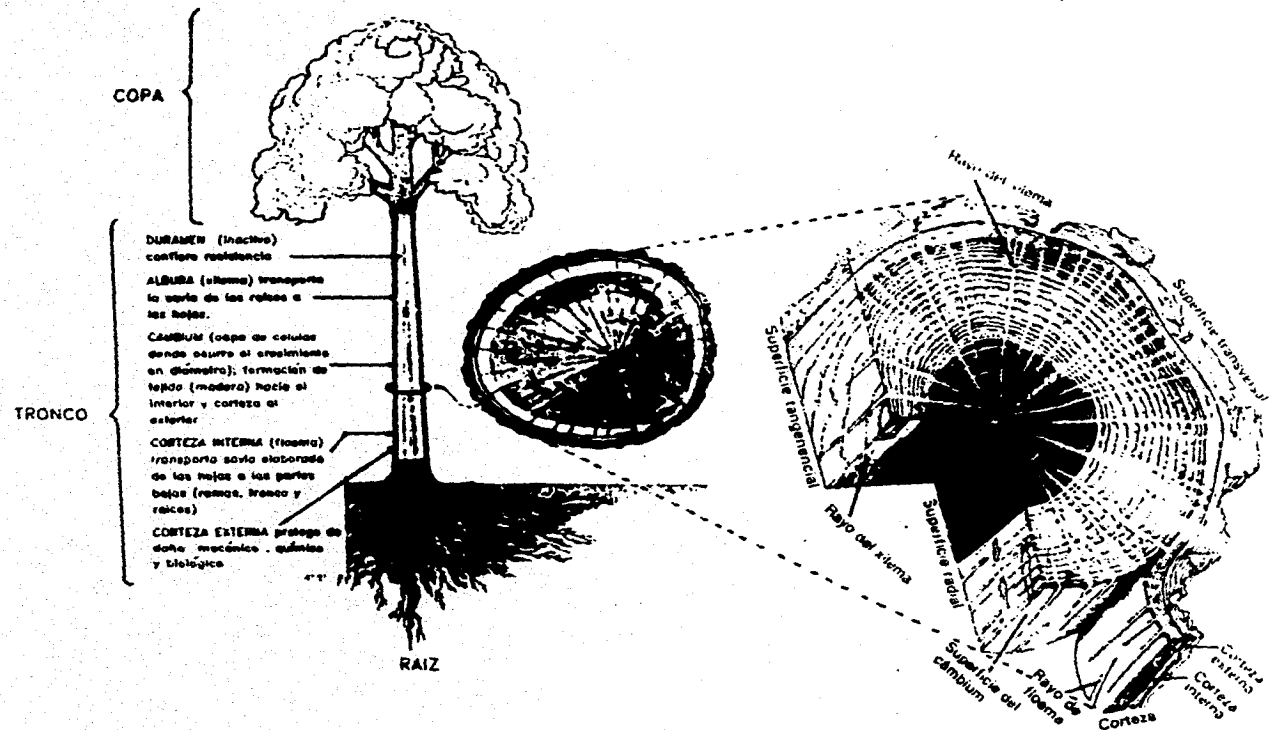


Figura 6: Anatomía del árbol y fisiología de sus componentes internos y externos (Servicio Forestal de EUA, 1973; Young, 1991).

IV.2. Parte B: Estudios Precedentes

Los primeros estudios donde se empleó la corteza arbórea para monitorear la contaminación del aire, datan de la década de los 60 (Skye, 1968, Staxång, 1969). Se cuantificaron parámetros como el pH, la conductividad eléctrica, la capacidad amortiguadora, el contenido de azufre y el balance iónico de la atmósfera, la vegetación y el suelo, con un objetivo común, delucidar la posible relación entre la acidez del tejido vegetal y la cantidad de contaminantes primarios y secundarios en la atmósfera (sobre todo a escala local y mesoescala). Los distintos estudios toman como base extractos acuosos de corteza de especies caducifolias: *Acer platanoides*, *Fraxinus excelsior*, *Alnus glutinosa*, *Betula verrucosa*, *Populus tremula*, *Quercus robur*, *Ulmus glabra* y *Tilia cordata* y de especies perennes *Pinus strobus*, *P. sylvestris*, *Picea abies* y *Abies balsamea*. De estos estudios destacaremos algunos:

- Staxång (1969) concluye, que la corteza de especies caducifolias colectada en el período de máxima emisión de SO₂ en Suecia, presentó mayor acidez en el distrito de Skane (al sur), comparado con el de Uppland (al norte). *T. cordata* fue el representante más ácido (pH=3.10-3.28) y el *A. platanoides* el de menor acidez (pH=5-5.5). No obstante que el tilo y el maple son sumamente tolerantes al SO_x (Kozłowski y Constantinidou, 1988) su carácter bioacumulador para este contaminante es distinto lo cual expresa una extensa gama de posibilidades al considerar varias especies..

- Martín y Gray (1971), determinaron que la acidez de 9 especies perennes mostró un patrón vertical de acidez (a lo largo del tronco). El pH fue significativamente menos ácido a medida que se incrementaba la altura del muestreo. Para *Pinus echinata* Mill. los pH fueron de 3.43 a una altura de 15 cm y un pH de 3.67 a 135 cm.

- Para Westman (1974) las altas concentraciones de SO_2 atmosférico (0.32-0.64 ppm/hora) en la provincia de Angermanland (Suecia) influye sobre el pH de la corteza de *Pinus*. La magnitud de la acidez se relaciona en forma inversa con la densidad del rodal, de tal suerte que el mayor registro ácido se obtuvo cuando la densidad del bosque era baja pues se incrementa la probabilidad de depositación del contaminante en la corteza.
- Grodzinska (1977a, 1977b, 1979) considera que la acidez de especies caducifolias es menor que la de géneros perennes, teniendo por extremo a *Pinus sylvestris* como representante más ácido con pH promedio de 2.5 y a *Tilia cordata* como la de menor acidez pH=4.8. (lo que coincide con los estudios de Staxång, 1969). En estas dos especies y en *Quercus* y *Alnus* la acidez disminuye de zonas circundantes a la planta metalúrgica de Cracovia (NW) a la zona referencia (Bosque Białowieża; SE). Es decir, existe una relación directa entre el pH de la corteza y la distancia de la fuente contaminante..
- Grether (1977), determinó que las zonas vecinales a la planta termoeléctrica de Bayport, Minnesota se vincula a eventos constantes de depositación de ácidos, registrándose pH de 2.5 a 3.4 en la corteza de *Acer*, *Tilia*, *Ulmus*, *Quercus* y *Pinus*.
- Lötcher y Köhm (1977) y Kreiner (1986) encuentran una alta correlación ($r=0.93$) entre el pH de la corteza de *Fraxinus excelsior*, *Aesculus hippocastanum* y *Picea abies* con los valores promedio de azufre atmosférico. Por ello, estas dos variables se categorizaron como excelentes indicadores de la acidez del aire. E indicadores de polvos en lluvia la conductividad eléctrica y la concentración de cationes.

V. AREA DE ESTUDIO

1. Localización

El Parque Nacional Desierto de los Leones, forma parte de la Sierra de las Cruces al SW de la Ciudad de México. Posee un área superficial de 1,539 Ha y se ubica geográficamente en las coordenadas 19°15'40" y 19°20'08" de latitud Norte y a 99°17'45" y 99°20'00" de longitud Oeste; el parque se sitúa parcialmente en las Delegaciones de Cuajimalpa y Alvaro Obregón del Distrito Federal (Melo y Oropeza, 1980; Cibrán, 1989).

El Desierto presenta variantes altitudinales. El más bajo se localiza al Norte, con 2,800 msnm y el más alto, al Sur correspondiendo al Cerro de San Miguel con 3797 m. Las diferencias en la altitud, están en función de 2 ramales montañosos que parten del cerro mencionado. El primero va en dirección NW y se encuentra formado por los Cerros Pretorio, Ixtlahuastongo, Santo Domingo y La Forestal; y el segundo de dirección NE incluye Cruz de Cólca y otros, ubicados fuera de los límites del Desierto (Cibrán, 1989).

2. Clima

En el Parque, predomina un clima templado, frío y húmedo con lluvias en verano, la precipitación promedio anual es de 1,200 mm con un promedio de 67 días fríos al año (Cibrán, 1989). La temperatura media anual oscila entre 7 y 15°C (Alvarado et al., 1991) y la precipitación del mes más lluvioso es de 284 mm (Alejo y Calva, 1987).

De acuerdo a Köppen, con modificación de García (1988), el tipo de clima particularmente para el Desierto de los Leones es del tipo templado subhúmedo con lluvias en verano C (w²) (w) (b) I g;

Donde:

C: Templado con temperatura media del mes más frío entre -3 y 18°C .

(w²): La precipitación del mes más húmedo es 10 veces mayor que el mes más seco, de este último se tienen 40 mm y su precipitación anual varía de 500 a 1800 mm.

(w): Cociente P/T (PMA/TMA) mayor de 55.

(b): Semifrío con verano fresco

I: Amplitud de la temperatura $> 5^{\circ}\text{C}$

g: La temperatura más alta se registra antes del solsticio de verano.

3. Vegetación

De acuerdo a Flores *et al.*, (1974) las características del régimen climático el bosque del Desierto de los Leones presenta dos tipos de vegetación, el correspondiente al Bosque Alpino Planiaculifolio donde se distingue la comunidad propia de la especie *Abies*, generalmente por arriba de los 2,500 hasta los 3,500 msnm y el Bosque Alpino Aciculifolio de los 3,000 a 3,800 msnm representado por *Pinus* (Vásquez, 1987).

En el nivel interior, *Abies religiosa* y *Pinus patula*, se asocian con *Cupressus lindleyi* y *C. thurifera* para algunas zonas cercanas al Convento. Se reportan también *P. leiophylla* y *P. montezumae*, con agregados de latifoliadas en especial, *Alnus firmifolia* (alle) y *Arbutus xalapensis* (madroño) (Melo y Oropeza, 1980). Dentro de la familia de las Fagáceas, se encuentran tres especies de encino: *Quercus laurina* (encino laurelillo); *Q. mexicana* (encino de hoja ancha) y *Q. microphylla* (encino manzanillo). Se reporta además, que más allá de los 3,600 msnm la vegetación dominante está representada por *Pinus hartwegii*, especie, que constituye el

fin de la vegetación leñosa de las elevadas regiones de la Cuenca de México (Sosa, 1951).

Para las coníferas Sierra *et al.*, (1987) estimó densidades en *A. religiosa* de 93 individuos por Ha y un valor de importancia es de 163.78%, para *P. patula* es de 8 y 19.13% y para *P. hartwegii* de 4 y 8.82%, respectivamente (contabilizando árboles vivos sanos y vivos despuntados).

Respecto a la cobertura promedio de copa sana, *A. religiosa* tiene 1470 m²/Ha, *P. patula* de 185 m²/Ha, y *P. hartwegii* de 62 m²/Ha.

1) Taxonomía de las Especies Arbóreas

De acuerdo a Benítez (1988) y Sánchez (1979) las especies estudiadas pertenecen a la:

División: Espermatofitas

Subdivisión: Gimnospermas

Orden: Coniferales

Familia: - Pinaceae - Cupressaceae

Género: (a) *Pinus* (b) *Abies* (c) *Cupressus*

Especie: *patula religiosa lindleyi*

(a) *Pinus patula* Schl. et Cham. Arbol de 12 a 30 m de altura, de corteza rojiza y laminada. Hojas en fascículos de 3 como número constante, con la vaina persistente, miden de 15 a 30 cm de largo, delgadas, colgantes como flecos. Conos largos, cónicos, duros, reflejos, en grupos de 3-6. Escamas pétreas, con el ápice redondeado, de color café amarillento, hasta rojizo. Semillas triangulares, cuya ala mide de 12-14 mm de longitud.

(b) *Abies religiosa* (H.B.K.) Cham. & Schl. Arbol robusto de 20 a 30 m de altura, el tronco hasta de 1 m de diámetro con corteza lisa en los árboles jóvenes y gruesa, escamosa y de color grisáceo en los adultos. Las hojas lineares; las flores masculinas en grupos abundantes de color púrpura o amarillento; los conos femeninos de color oscuro, muy resinosos, caedizos que miden de 10 a 16 cm de largo.

(c) *Cupressus lindleyi* Klotzsch. Arbol de 20 m de altura con corteza grisácea. Las ramas con superficies ásperas forman una copa cónica; con hojas en forma de escama. Los conos masculinos en los extremos de las ramillas; los femeninos solitarios en la base de las mismas.

4. Suelo

Predomina el material parental de origen volcánico como andesitas y basaltos. Vázquez (1987) reporta cuatro series de suelo, Tianguillo (centro), las Palmas (SE), Caballote (Sur) y la Venta (N). Para la serie del norte, que incluye a los suelos de las 3 zonas monitoreadas se reportan las siguientes propiedades físico-químicas (Saavedra, 1993): profundidad de 1.50 m, color café-rojizo, relieve ligeramente ondulado con pendientes de $\pm 5^\circ$, clase textural migajón-arenoso, pH=5.68-6.67, su porcentaje de saturación de bases de 31-71% y contenido de materia orgánica de un 2 a 8 %. Los porcentajes de materia orgánica se categorizan entre niveles medios a muy ricos (Ortiz-Villanueva, 1990). La acidez intercambiable respecto a [H+] es de 21.9-35.55%.

5. Geología

Rocas calizas del Cretácico constituyen el basamento. En general datan del Mesozoico y pertenecen al grupo de las neovoicánicas mexicanas,

terciarias y postterciarias de origen extrusivo (andesitas y piroclastos) (Bollo, 1964). Su geomorfología se debió a procesos endógenos (manifestaciones volcánicas), en consecuencia su configuración es abrupta donde destaca principalmente la cabecera de la red fluvial; formada por los Cerros San Miguel, El Caballero y Xometla (Gutiérrez, 1990).

6. Hidrología

De acuerdo a lo reportado por Reyes (1989) los manantiales en el parque se encuentran en la ladera W del Cerro de San Miguel las cuales dan origen a pequeñas vías que al converger forman 2 corrientes en la zona: el río San Borja, de dirección S-N sobre la parte central del Parque a lo largo de la cañada del mismo nombre y el Agua de Leones, que corre por el extremo SW del bosque.

7. Zonas de monitoreo

Las tres áreas seleccionadas en el Desierto de los Leones se localizan en la porción norte de parque (Figura 7) y poseen entre otras características lo siguiente:

1) Cruz Blanca (W).

- Después del acceso occidental (La Venta), existe un camino de terracería (3.22 Km) que permite el acceso al paraje de Cruz Blanca (Cerro la Forestal; Melo, 1978), con una altitud de 3150 msnm. Ahí, se determinó la zona de trabajo del mismo nombre, que incluye a las especies *Pinus patula* y *Abies religiosa*. El área de aproximadamente 500 m² se localiza en la parte W del parque con una pendiente del 6%; su vegetación arbórea dominante es bioestratificada (*Abies-Pinus*). La altura del estrato arbóreo oscila de 19 a 32 m, y el DAP de 0.97 a 1.96 m.

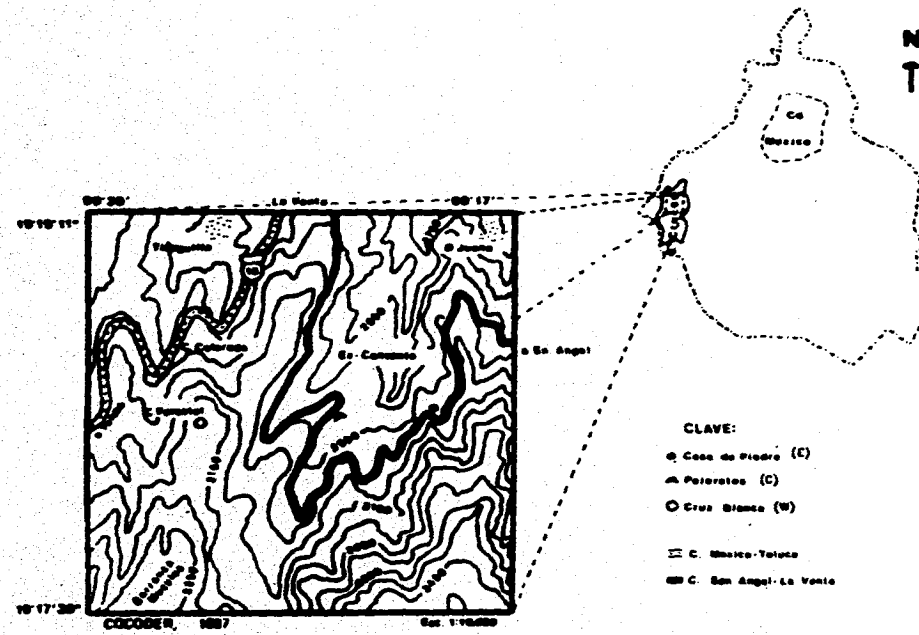


Figura 7: Ubicación del Parque Nacional Desierto de los Leones y localización de las zonas de monitoreo.

II) Casa de Piedra (E).

- Esta zona es una ladera, de ubicación Este con una altitud de 3,120 msnm, pendiente de \pm 6%. Existen tres estratos, donde *A. religiosa-P. patula* son las especies dominantes y *C. lindleyi* la codominante. El DAP oscila de 1.45 a 2.78 m. En esta zona se ha llevado a cabo un extenso saneamiento debido al elevado porcentaje de arbolado muerto.

III) Peteretes (Centro).

- Esta zona, se encuentra localizada en un valle en la parte central del Parque, con una altitud de 3,100 msnm, su pendiente es de 3%, con una vegetación de estrato simple *Cupressus-Abies*. La altura de los árboles varía de 21 a 36 m y DAP de 1.3 a 4.3 m.

VI. METODO

Fase de Campo

En el Parque Nacional Desierto de los Leones se seleccionaron tres zonas de trabajo de acuerdo a la ubicación de las especies arbóreas biomonitoras. La elección de las zonas, tuvo como propósito manifestar el efecto de la exposición con respecto a la Ciudad de México; una directa, Casa de Piedra al Este y otra "protegida", Peteretes (Centro) y finalmente como punto de comparación Cruz Blanca la más lejana respecto a la Ciudad de México, al Oeste.

El presente estudio, reporta un total de 3 años de registro de las variables comprendido entre 1990-1993 y el último corresponde al trabajo de análisis de la autora. Durante este tiempo se abarcó un total de 16 muestreos en las mismas zonas y de esta forma, se colectó un total de 960 muestras de corteza. De los muestreos, la mitad correspondió a cada conjunto de periodos lluviosos y el resto a secas; así pues, se realizaron 4 salidas anuales, dos en cada temporada inicio y fin, respectivamente.

Se aplicó el método aleatorio estratificado para aumentar la precisión de las estimaciones agrupando elementos con características comunes (árboles de la misma especie) (Azorín, 1976; Matteucci y Colma, 1982) debido a la heterogeneidad de la zona. Posteriormente se realizó la elección de los 10 árboles bajo los siguientes criterios de inclusión: circunferencia >50 cm a la altura del pecho y ausente de patógenos. El tamaño de muestra se obtuvo mediante la graficación del parámetro pH Vs. número de individuos lo que dio como resultado 10 individuos por especie. como muestra representativa de la variable. Para Cruz Blanca 20 árboles (*P. patula* y *A. religiosa*); para

Peteretes 10 (*C. lindleyi*) y para Casa de Piedra 30 (*P. patula*, *A. religiosa* y *C. lindleyi*) cubriendo 60 muestras por salida.

La elección de los 10 árboles se realizó de acuerdo a las características morfométricas y de salud planteadas por Staxång (1969) y Grodzinska (1977a, 1979) modificando la toma de la muestra respecto a la dirección de los vientos en la Ciudad de México (Figura 8).

A cada árbol se le asignó un número progresivo y al mismo tiempo se registró su altura y diámetro a la altura del pecho (DAP). La colecta de la corteza se efectuó en la cara N-NE del árbol, a una altura de 1.5-2.0 msn, con un espesor de 3 mm, en una superficie de 10 cm² y aproximadamente 10 g por muestra; se etiquetaron con el nombre de la zona, número de árbol y fecha de colecta (Fig 8). Una vez debidamente etiquetada y colectada la muestra, se llevó al laboratorio a fin de continuar con el procedimiento correspondiente (Figura 9).

Fase de Laboratorio

Una vez que el extracto de corteza se obtuvo, se procedió a cuantificar el pH y la conductividad eléctrica conforme a la técnica descrita por Skye (1968), Staxång (1969), Swleboda y Kalemba (1979) y Grodzinska (1977a, 1977b, 1979). Para la capacidad amortiguadora, se utilizó el modelo propuesto por Johnsen y Sochting (1973). Cabe mencionar, que antes de realizar el análisis estadístico, se hizo la conversión respectiva de pH a [H⁺] (Fig 9).

Los aparatos de registro para el parámetro pH fue un potenciómetro Conductronic modelo pH-20; con 0.01 u de resolución y una precisión de \pm .

0.01; para la conductividad, un puente Conductronic pC-18 con 1 microS/cm y -1% de resolución y precisión respectivamente.

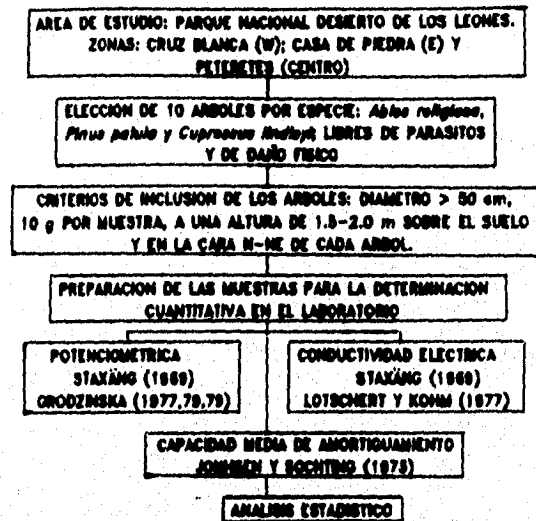


Figura 8: Procedimiento de campo y laboratorio para la cuantificación de los parámetros (Laboratorio de Contaminación Atmosférica, 1996).

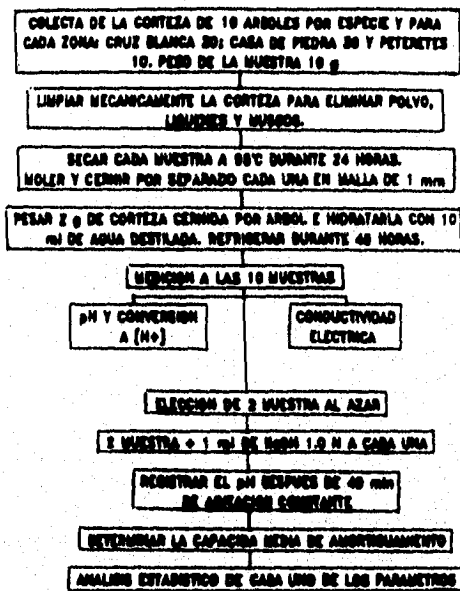


Figura 9: Determinación potenciométrica, conductividad eléctrica y capacidad amortiguadora de los extractos acuosos de corteza arbórea (Laboratorio de Contaminación Atmosférica, 1996).

Análisis Estadístico

Se realizó una base de datos de cada variable con ayuda del paquete de computo Lotus 123 (versión 2; 1985) y su procesamiento para obtener máximos, mínimos y promedios.

Posteriormente, se graficó cada variable bajo los criterios de temporada, especie, zona y año utilizando el procesador gráfico Harvard Graphics (versión 2.3; 1990).

Se compararon gráficamente las concentraciones de protones, la conductividad eléctrica y la capacidad amortiguadora de cada especie, zona y temporada. Finalmente, con ayuda del software Statgraphics (versión 5, 1991) se utilizaron los métodos descriptivos (medidas de tendencia central y porcentajes de frecuencia). Los métodos inferenciales para la validación fueron análisis de varianza, y prueba de Duncan (reditua mayor confiabilidad al reducir la posibilidad de cometer un error tipo I) con un nivel de significancia del 5%.

VII. RESULTADOS Y ANALISIS

- l) Dispersión de la concentración de protones, conductividad eléctrica y capacidad media de amortiguamiento, respecto a la especie arbórea, a la zona y a la temporada.

l) Protones [H⁺]

Las propiedades bioindicadoras de la corteza respecto a ácidos fue diferente en cada grupo biológico. La Figura 10 manifiesta en primera instancia diferencias en la cantidad de protones acumulados. En *Cupressus lindleyi* de la zona Centro (Peteretes) se registró una concentración de 0 a 7.5 ueq/2g (Figura 10c) excepto para la temporada de LL1 y LL2 de 1991 y 1993 respectivamente. Para la misma especie en la sección Este (C. Piedra) el registro fue de 0 a 69 ueq/2g (Figura 10f); en *Abies religiosa* la concentración fue similar en las dos zonas monitoreadas; 0 a 750 ueq/2g (Figura 10b y 10e). En *Pinus patula* por su parte se cuantificó la mayor concentración de protones, del orden de 0 a 1750 para el W (C. Blanca) y para el E (C. Piedra) de 0 a 1000 ueq/2g respectivamente (Figura 10a y 10d).

Para los intervalos descritos el valor promedio de protones y sus pH respectivos fueron de 5.275 ueq/2g (pH=5.27) para *C. lindleyi*, de 271 (pH=3.56) en *A. religiosa* y para *P. patula* de 516 ueq/2g (pH=3.28).

Ahora bien, la acidez por especie y zona de monitoreo se categorizó en términos de porcentaje, advirtiendo la presencia de varios rangos. El histograma de frecuencias de la Figura 11 indica que el 86% de las observaciones de *C. lindleyi* se ubican de 0 a 12.67 ueq/2g (pH=4.69) y un 63% de 0 a 3.17 ueq/2g (pH=5.49) (Figura 12).

Para *P. patula* del E esta (Figura 13a) el 54% va de 0 a 483 ueq (pH=3.31) y el 34% de 483 a 966 ueq (pH=3.01 a 3.31). En la zona W por su parte (Figura 13b) el 64% (0-483 ueq) y el 20% de 483 a 966 ueq.

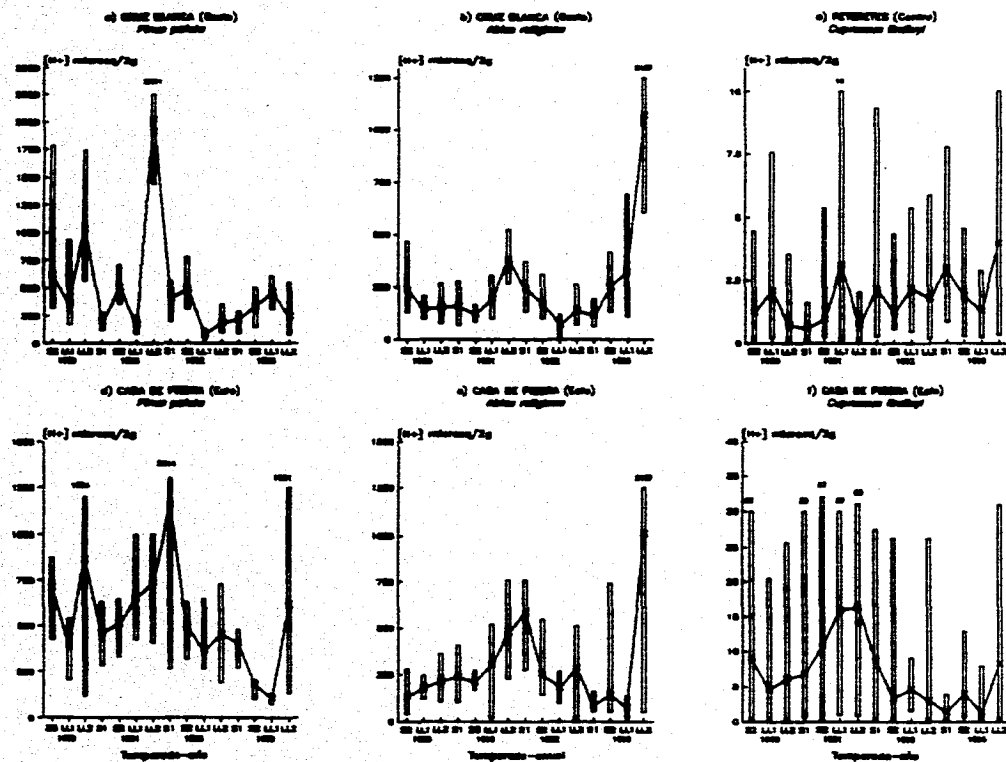


Figura 10: Concentración máxima, mínima y promedio de $[H^+]$ en los extractos acuosos de corteza de *P. patula*, *A. religiosa* y *C. lindleyi*, para las tres zonas de monitoreo durante el período 1990-1993.

Cupressus lindleyi
(Casa de Piedra)

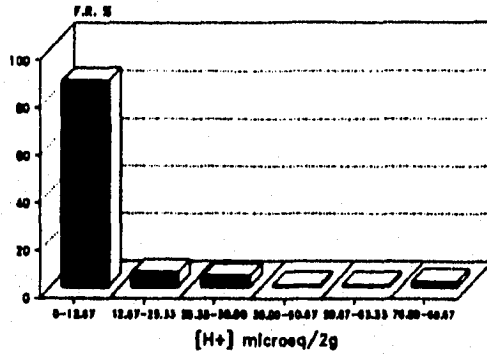


Figura 11: Histograma de frecuencias para la concentración de protones de *Cupressus lindleyi* de la zona Este.

Cupressus lindleyi
(Peterales)

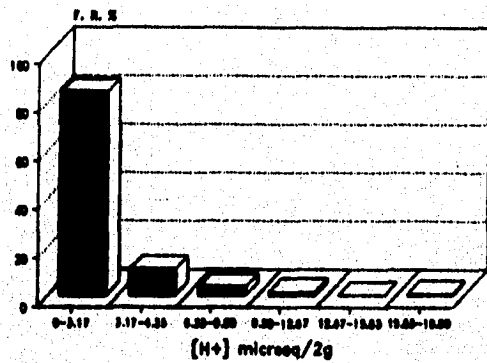
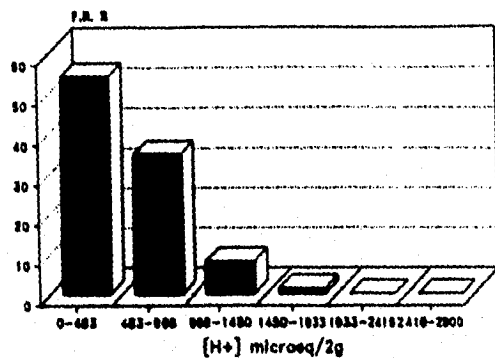


Figura 12: Distribución de frecuencias para la concentración de protones en *Cupressus lindleyi* de la zona Centro

a) *Pinus patula*
(Casa de Piedra)



b) *Pinus patula*
(Cruz Blanca)

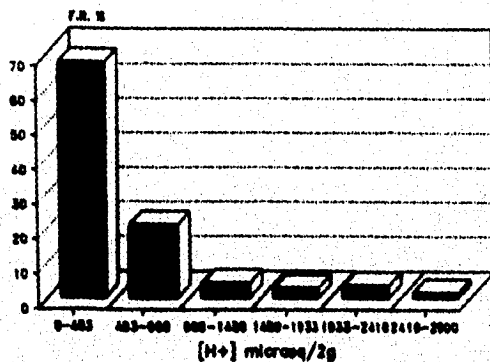


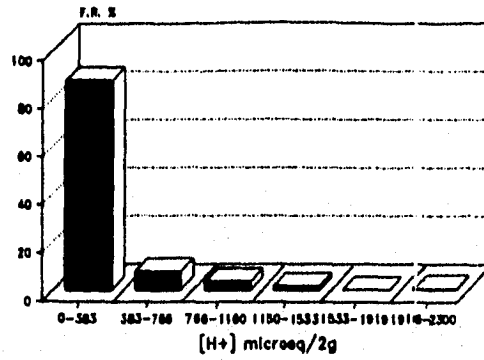
Figura 13: Histograma de frecuencias para la concentración de protones en los extractos de corteza de *Pinus patula* de la zona Este (a) y para la Oeste (b).

En lo que respecta a *Abies religiosa*, el 87% de C. Blanca (W) y el 77% de C. de Piedra (Este) se ubican en el mismo intervalo de 0 a 383 ueq/2g (pH=3.41) (Figura 14a y 14b); con lo que se tiene un predominio de porcentajes de frecuencia ácidos, especialmente en la sección Este del Desierto de los Leones (la más cercana a la Ciudad de México).

Los valores de pH descritos hasta ahora se clasifican en dos escalas. Para *P. patula* y *A. religiosa* es de 100 a 1000 ueq (pH entre 4 y 3) y la de *C. lindleyi* de 1 a 10 ueq (pH entre 6 y 5). Si bien la diferencia entre ambas escalas es de una unidad de pH, a la primera se le atribuyen efectos de lesión y abscisión foliar y lixiviación de cationes calcio, magnesio y potasio de agujas y hojas (Fredmann, 1989; Howells, 1990). Estos pH de acuerdo a Stoker y seager (1982) son muy ácidos para *Abies* y *Pinus*, en tanto que para *Cupressus* la intensidad es moderada. En función de estos valores, se propone que con excepción del cedro los grupos restantes pueden estar manifestando los daños mencionados por Fredmann y Howells.

En virtud de esta diferencia (respecto a la acidez de cada especie arbórea), se determinó la dispersión de los datos a través de su coeficiente de variación (CV). Los porcentajes, presentados en el Cuadro 2, indican diferencias espaciales; la mayor dispersión en *Cupressus lindleyi* y *Abies religiosa* del Este, es decir, mayor acidez atmosférica en zonas de barlovento (respecto a la Ciudad de México).

a) *Abies religiosa*
(Cruz Blanca)



b) *Abies religiosa*
(Casa de Piedra)

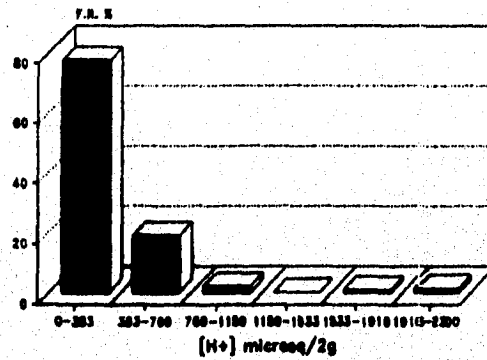


Figura 14: Distribución de frecuencias para la concentración de protones de los extractos de corteza de *Abies religiosa* de la zona Oeste (a) y Este (b).

Si bien, el CV de *A. religiosa* es mayor (105-112%), al evaluado en *P. patula* (69-104%) en el primero se observó un comportamiento muy homogéneo respecto a su concentración promedio, con excepción de período de LL-2 de 1993 (Figura 10; pag. 37), los que de alguna forma refleja una menor capacidad para captar ácidos atmosféricos.

Los coeficientes de variación calculados a partir de sus datos en otros estudios, indican un porcentaje de 72.47% para los extractos de *Pinus sylestris* (Swieboda y Kalemba, 1979) y un 53.71% para *Abies balsamea* (Robitaille et al., 1977), estos valores sugieren menor dispersión si los comparamos con los de nuestro estudio, esto es entendible porque el número de datos en el estudio mencionado es muy bajo.

La comparación de los pH de los extractos de corteza (Cuadro 3) de otros países respecto a los del Desierto (pH=3.26-3.31) mostró para *Pinus* valores extremadamente ácidos; en Suecia de 2.50-3 (Skye, 1968), en Polonia de 2.20-3.40 (Grodzinska, 1977,1979) y de 2.90-4.10 (Swieboda y Kalemba, 1979). Para Canadá, *Abies balsamea*, posee una concentración de protones equiparable a *Abies religiosa* del Desierto de los Leones.

En el Cuadro 4, se observan los valores de Soto (1996) y coinciden en que *Pinus patula* fue el más ácido con pH inclusive menores a 3. Respecto a *Cupressus lindleyi* la acidez también fue mayor en los reportes de Soto

Cuadro 2: Resumen de estadísticos (1990-1993) para la concentración de protones ($\mu\text{eq}/2\text{g}$) por especie y zona de muestreo.

E S P E C I E						
PARAMETRO	<i>Cupressus lindleyi</i>		<i>Abies religiosa</i>		<i>Pinus patula</i>	
Ubicación	Centro	Este	Este	Oeste	Este	Oeste
Tamaño "n"	140	130	140	140	140	140
pH	5.74	5.17	5.54	3.50	3.26	3.31
μ°	1.700	0.89	001.0	044.0	040.0	000.77
mínimo	0.090	0.02	0.12	7.04	74.12	26.90
máximo	18.21	69.19	2187	2187	2344	2691
Mediana	0.920	1.90	204.1	198.0	446.8	254.80
Moda	0.912	1.88	204.1	134.8	426.5	407.26
σ^2	5.003	182.8	101313	71727	141834	260217
S	2.267	12.77	318.29	267.8	376.3	610.18
Error st.	0.193	1.00	26.07	22.01	30.83	41.79
C.V. %	131.83	190.7	112.89	108.33	99.39	104.18
Suma	268.16	931.0	4212.8	7622	90800	72676

Cuadro 3: Intervalos de pH en extractos acuosos de cortezas arbóreas en bosques de Estados Unidos, Canadá y Europa.

GENERO	pH	AUTOR Y AÑO	PAIS
<i>Pinus</i>	2.80-3.40	Westman, 1974	Suecia
	3.43-3.67	Martin y Gray, 1974	E.U.A.
	2.50-3.00	Sjost, 1968	Suecia
	2.20-3.40	Grodzinski, 1977, 1979	Polonia
	2.90-4.10	Szalaboda y Kalenba, 1979	Polonia
2.70-4.20	Hänel, 1982	Suecia	
<i>Abies</i>	3.98-4.03	Rehnlitz et al., 1977	Canadá
<i>Firinus</i>	2.80-3.00	Johnson y Soehling, 1973	Österreich
	3.14-4.60	O'Hara, 1974	Inglaterra
	2.80-4.80	Sjost, 1968	Suecia
	2.80-4.80	Grodzinski, 1977, 1979	Polonia
<i>Quercus</i>	3.28-5.28	Löschert y Kähm, 1977	Alemania
	2.40-3.20	Sjost, 1968	Suecia
	2.80-4.30	Grodzinski, 1977, 1979	Polonia

(op cit.) que las del Desierto; debe tomarse en cuenta, que esto sólo es posible porque el grado de contaminación es más severo en los parques de la zona urbana del Distrito Federal que la del Parque Nacional Desierto de los Leones.

Cuadro 4: Intervalos de pH en extractos acuosos de corteza para tres parques urbanos del Distrito Federal (Boto, 1998).

Especie	Año	Boque de Tlalpan	Boque de Chapultepec	Boque de Aragón
<i>Pinus palestis</i>	1988	1.87-4.53	2.88-3.80	
	1989	2.98-3.61	2.80-4.52	
	1990	2.97-3.00	2.78-3.95	
	1991	2.78-3.30	3.00-4.23	
<i>Cupressus indoleyi</i>	1988	2.24-5.28	3.37-4.88	3.00-6.88
	1989	3.18-5.88	3.07-6.00	3.55-4.99
	1990	3.37-5.78	3.48-6.56	4.02-5.83
	1991	3.80-5.28	2.81-6.23	3.88-5.04

Por otro lado, las fluctuaciones respecto a temporada de muestreo, presentaron valores máximos de acidez al final de lluvias (LL-2) (Figura 15B). Para los tres grupos biológicos la magnitud fue mayor durante casi todos los muestreos de lluvias (Figura 15Bd, 15Be, 15Bf) a diferencia de sus homólogas (Figura 15Aa, 15Ab, 15Ac) donde la [H+] fue menor en la época seca. De acuerdo a Jaúregui (1971, 1988, 1993) los meses de mayo a octubre, corresponden con la mayor precipitación promedio mensual del Desierto (Figura 16). Los meses restantes (período seco) tienen precipitaciones < 50 mm, por ello, la cantidad de ácidos adsorbidos por la corteza fue mayor para los meses húmedos.

Nuevamente, en el análisis temporal se tuvo mayor acidez en la zona Este del Parque exclusivamente en los grupos *Abies religiosa* y *Cupressus indoleyi* (Figura 15Be, 15Bf).

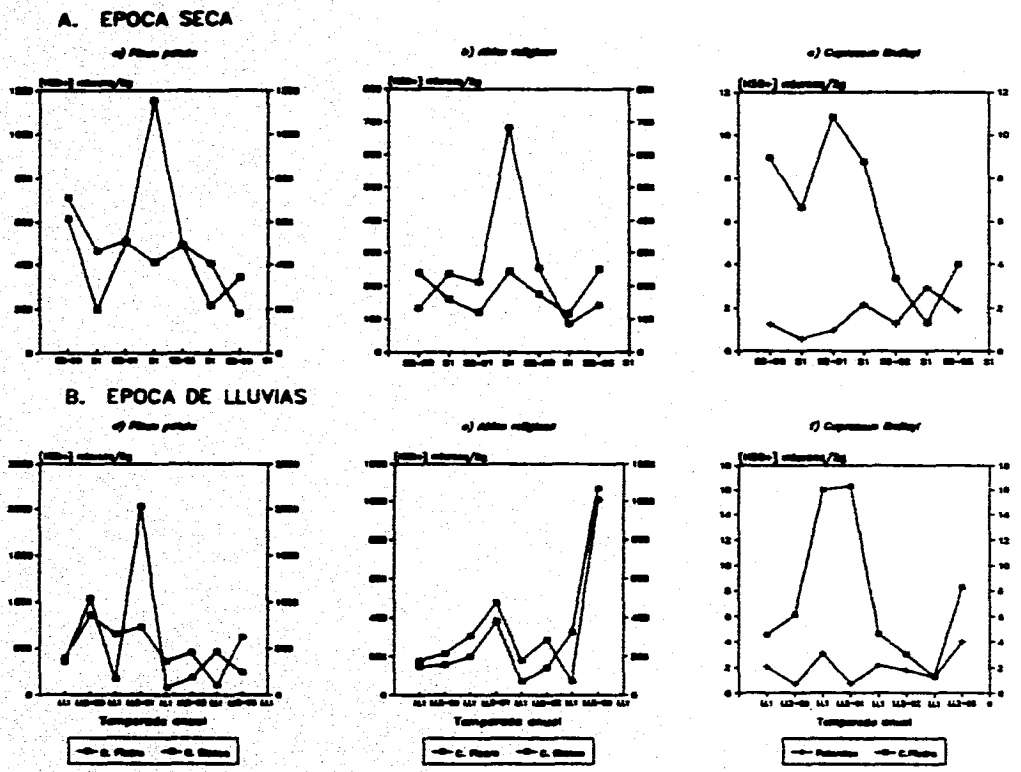


Figura 15: Concentración promedio de protones para la época seca (A) y la época lluviosa (B). Se consideran las tres especies en sus distintas zonas de muestreo.

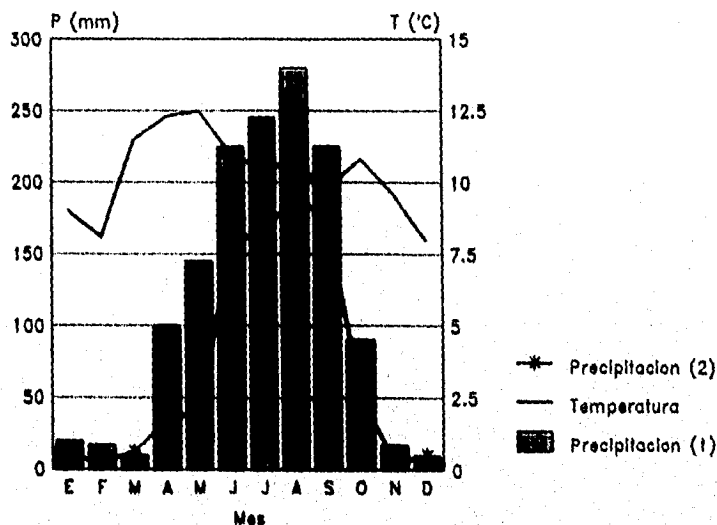


Figura 16: Valores promedio mensual de precipitación y temperatura registrados en la estación climatológica del Desierto de los Leones durante los años 1973 a 1982 (Alejo y Calva, 1987 - 1; Miller et al., 1994 - 2).

II) Conductividad Eléctrica (mS)

La conductividad eléctrica como alímnino de disociación de sales en el extracto, mostró que para la sección Este del parque (Figura 17b) *Abies religiosa* tiene un intervalo 300 a 1,600 microS/cm y en la zona opuesta (W) de 200 a 1,200 microS/cm (Figura 17e). La mayor conductividad fue para *Cupressus molloyi*, en el Este de 250 a 4,000 microS (Figura 17c) y para el Centro (Peteretas) de 100 a 2,500 microS/cm (Figura 17f).

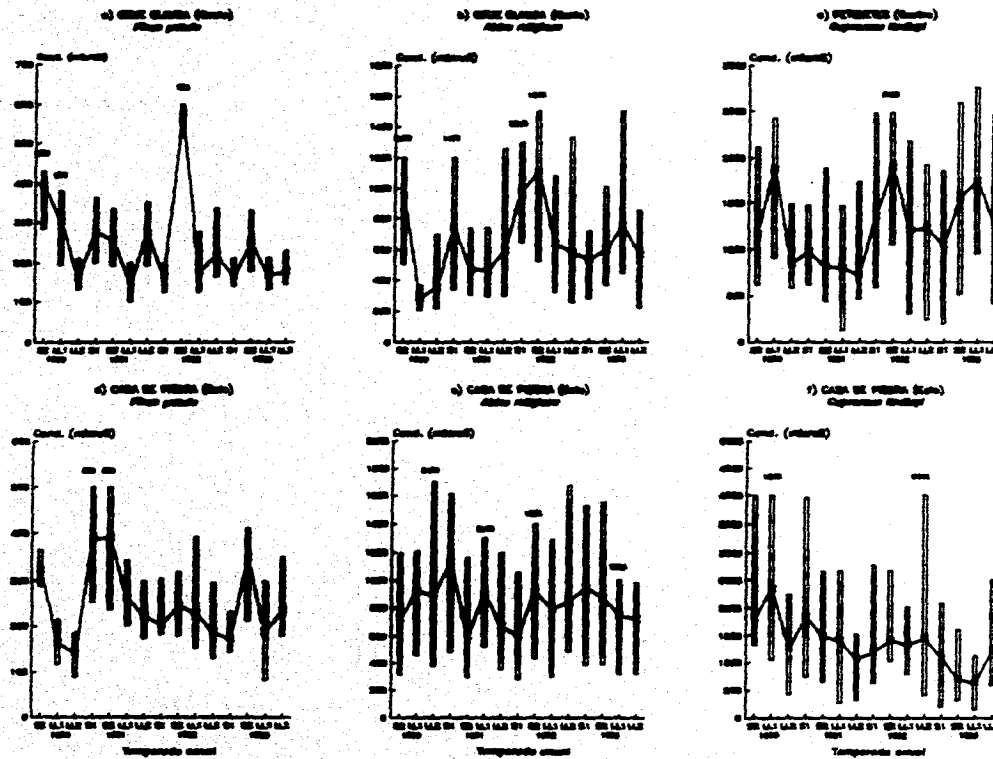


Figura 17: Valores máximos, mínimos y promedio de conductividad eléctrica de los conductos acuosos de *P. punta*, *A. religiosa* y *C. Lindley* para las tres zonas de monitoreo durante el período 1990-1995.

A diferencia de éstos grupos, los extractos de *Pinus patula* del Este (Figura 17b) y del Oeste (Figura 17a) se ubicaron en un intervalo similar, de 100 a 400 microS/cm. La menor conductividad en esta especie, habla de la baja capacidad de *P. patula* para utilizarse como especie bioacumuladora de material particulado.

El histograma de frecuencias para esta variable (Figura 18), muestra que el 55% de los registros de *Cupressus lindleyi* se ubica en el rango 0 a 1,300 microS/cm y el 35% de 650 a 1,300 microS (Figura 19).

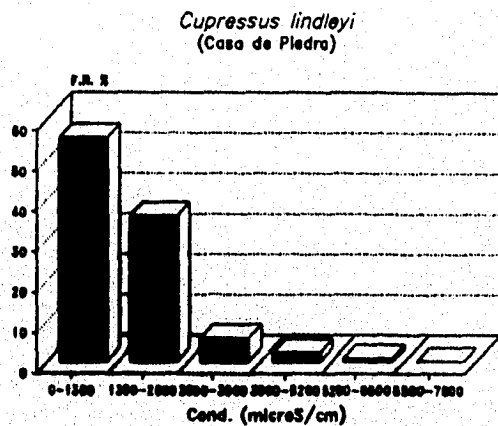


Figura 18: Histograma de frecuencias para la conductividad eléctrica de los extractos de corteza de *Cupressus lindleyi* de la zona Este

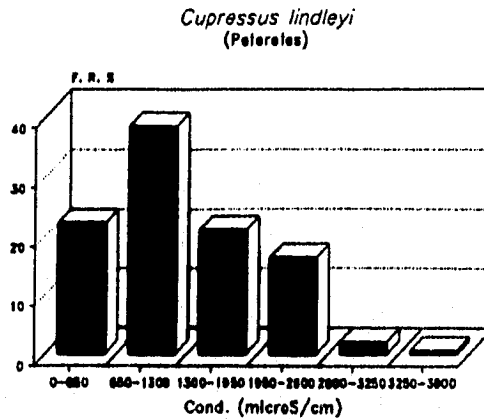
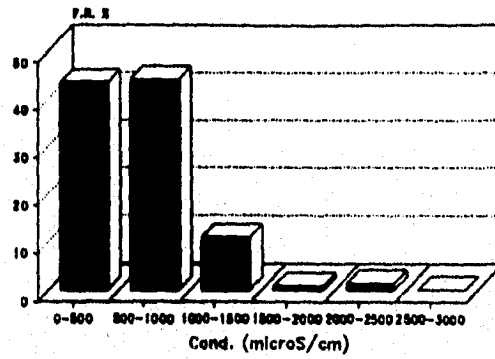


Figura 19: Histograma de frecuencias para la conductividad eléctrica de los extractos de corteza de *Cupressus lindleyi* de la zona Centro.

Para *Abies religiosa* del Este el 50% está entre 0 y 633 microS (Figura 20b) y para el mismo grupo del Oeste el 43% entre 0 y 500 microS/cm, con un porcentaje similar entre 500 a 1,000 microS/cm (Figura 20a). Para *Pinus patula* del Este (Figura 21a) el 66% va de 166 a 333 microS/cm y para el W (Figura 21b) el 60% está entre 133 y 266 microS/cm. Estas cifras, sin duda indican que la atmósfera de la Ciudad de México influye sobre la zona oriente del parque (C. Piedra) pues en ella se obtuvieron las frecuencias sobre altas conductividades.

En el Cuadro 5, los coeficientes de variación de *Abies religiosa* y *Cupressus lindleyi* indican mayor dispersión en las zonas de exposición Este. Para *Pinus patula* el CV fue mayor en la sección opuesta (W) del parque. Recordemos, que el mismo patrón se observó en la concentración de H⁺; se sospecha, que los bajos registros de *Pinus* refleja su carácter lábil para

a) *Abies religiosa*
(Cruz Blanca)



b) *Abies religiosa*
(Casa de Piedra)

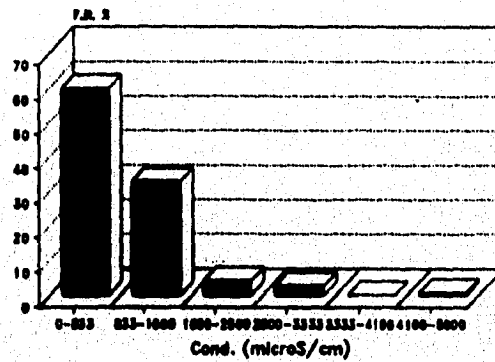
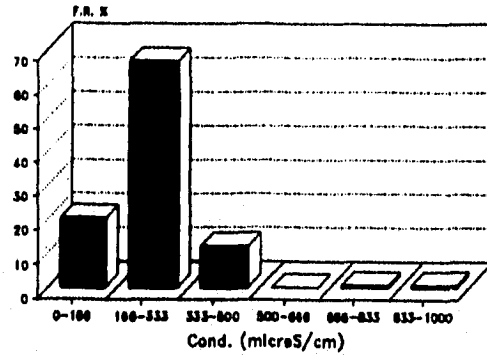


Figura 20: Histograma de frecuencias para la conductividad eléctrica de *Abies religiosa* en Cruz Blanca (a) y Casa de Piedra (b)

a) *Pinus patula*
(Casa de Piedra)



b) *Pinus patula*
(Cruz Blanca)

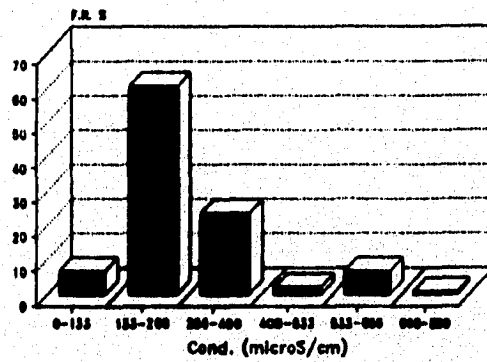


Figura 21: Histograma de frecuencias para la conductividad eléctrica de *Pinus patula* en Casa de Piedra (a) y Cruz Blanca (b).

adsorber material particulado, principalmente de cationes (Ca^{++} , Mg^{++} , SO_4^{2-} y NH_4^+) los cuales como señala Miranda et al., (1992) son de los más abundantes en la Ciudad de México y que de alguna forma se manifiesta en la amplitud reducida de sus intervalos (Figura 17a y 17d).

Cuadro 5: Resumen estadístico global (1990-1993) para la conductividad eléctrica (microsiemens) por especie y zona de monitoreo.

PARAMETRO	E S P E C I E					
	<i>Cupressus L. Bailey</i>	<i>Abies religiosa</i>		<i>Pinus patula</i>		
Ubicación	Centro	Este	Este	Oeste	Este	Oeste
Tamaño "n"	140	130	140	140	140	140
Cond.	1238.8	1266.4	908.8	843.82	248.27	240.18
Mínimo	120.00	182.00	293.00	203.00	82.00	101.00
Máximo	3420	9840	4680	2480	838.00	889.00
Mediana	1088	1180	744.00	580.00	228.00	208.00
Meda	2020	1128	400.00	432.00	188.00	188.00
σ^2	476104	728976	381864	138088	11130	18188
S	689.27	852.80	623.17	372.94	106.80	133.18
Error st.	88.48	72.31	48.89	30.88	8.84	10.08
CV %	88.84	82.80	88.88	87.98	43.02	48.43
Suma	184881	1884	134817	98242	38838	87128

En lo que respecta al análisis temporal, la época seca presentó la mayor conductividad (Figura 22); este periodo, se caracterizó por enormes fluctuaciones de los valores promedio durante todos los muestreos 1990-1993. Para *P. patula* (Figura 22Aa) y *A. religiosa* (Figura 22Ac) las conductividades fueron máximas en los muestreos del final de secas (S-2), comparado con los del inicio (S-1). La heterogeneidad de estos valores se puede explicar por la presencia de eventos fortuitos de transporte de partículas a merced de los vientos de invierno procedentes del Sur y los vientos del NE de la Cuenca lo que origina un estancamiento del contaminante particulado sobre las áreas de estudio; así como por la menor precipitación de los meses noviembre a abril (Jauregui 1973, 1993).

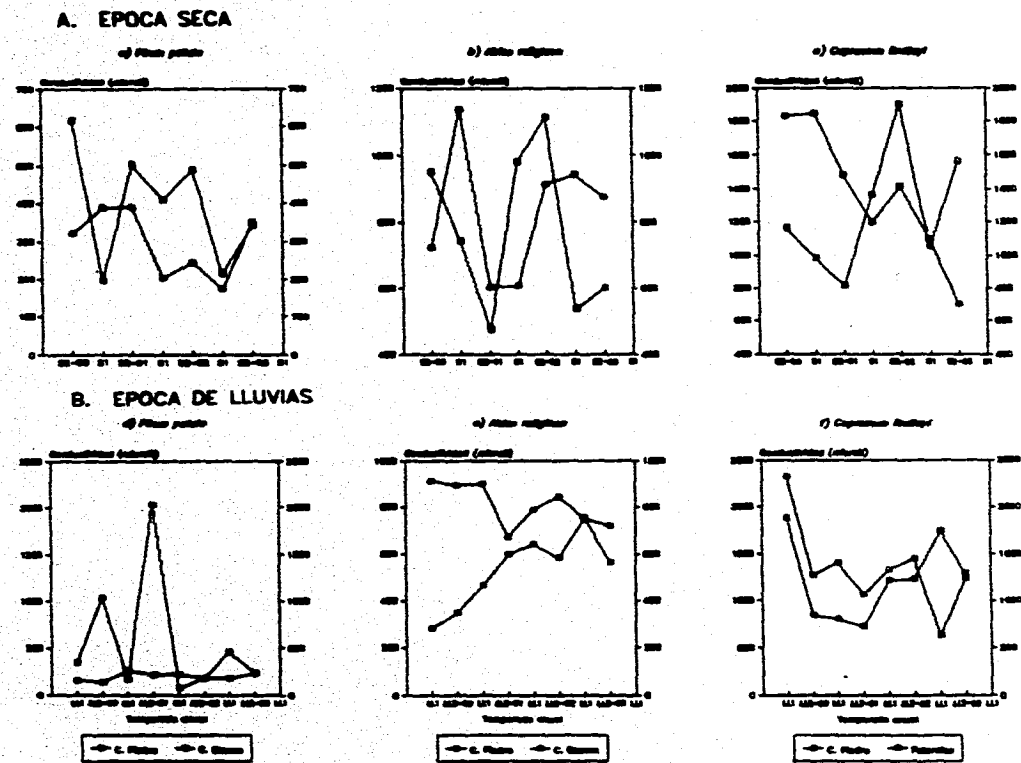


Figura 22: Conductividad eléctrica promedio para la época seca (A) y lluviosa (B). Se considera las tres especies en sus distintas zonas de exposición.

En lo que respecta al período lluvioso, los valores aunque menos fluctuantes mostraron en el caso de *A. religiosa* (Figura 22Be) un ligero incremento, de 300 microS/cm para lluvias de 1990 hasta 780 microS/cm en lluvias de 1993; lo que podría indicar un aumento en la cantidad de material particulado atmosférico. Por otro lado, en *P. patula* de C. de Piedra (E) la variable se mantuvo constante desde LL-90 hasta LL-93.

iii) Capacidad Media de Amortiguamiento (CMA)

La Figura 23 representa gráficamente la capacidad amortiguadora de la corteza. En ella, la especie *Cupressus lindleyi* incluye valores de 2 a 3×10^{-04} (Figura 23a), *Pinus patula* 1.6 a 3×10^{-04} (Figura 23c) y *Abies religiosa* de 1.33 a 2×10^{-04} (Figura 23b). Debido a que esta especie presenta la misma conducta en la concentración promedio de protones (oscilación mínima), entonces, teóricamente la CMA es un bioindicador confiable. Respecto a la CMA promedio los valores fueron de $2.42 (x 10^{-04})$ para *C. lindleyi* de $1.90 (x 10^{-04})$ para *A. religiosa* de $2.02 (x 10^{-04})$ para *P. patula*.

En lo referente a los porcentajes de frecuencia (Figura 24), el 63% de *Abies* tiene una capacidad entre 1.16 y 1.75×10^{-04} ; en *Pinus* de 1.4 a 2.20×10^{-04} y para *Cupressus* un 50% se localiza de 2.13 a $2.66 (x 10^{-04})$.

El grado de dispersión de la CMA fue menor (Cuadro 6); donde nuevamente las zonas más expuesta (C. de Piedra al Este) coinciden con el mayor CV; para *C. lindleyi* y *P. patula*, que para *A. religiosa* la zona W fue la más dispersa. Pero, la CAM fue mayor para la exposición E.

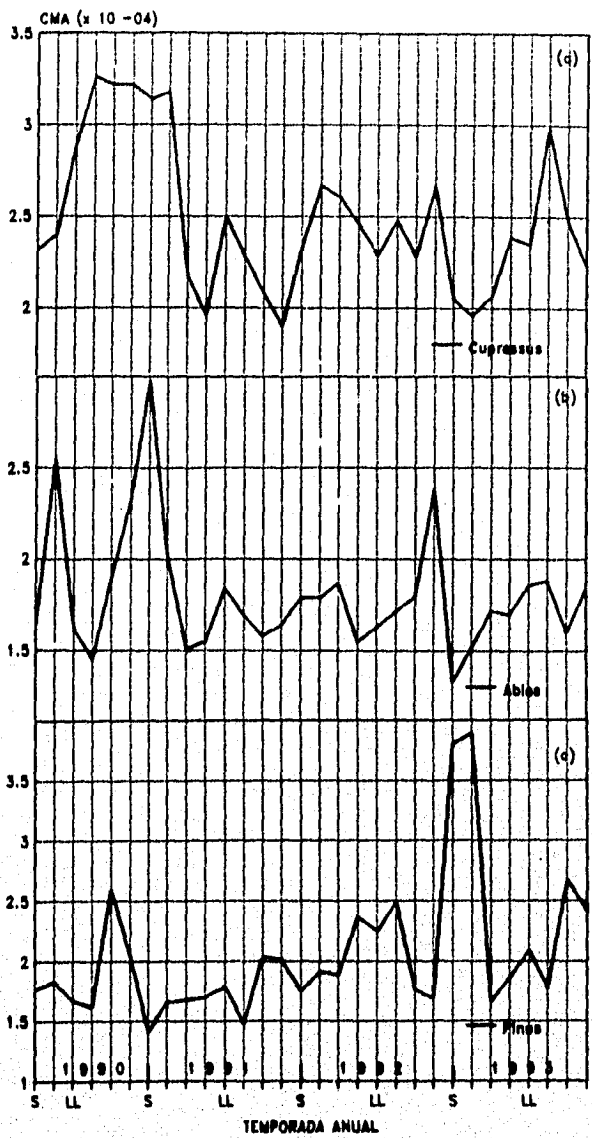
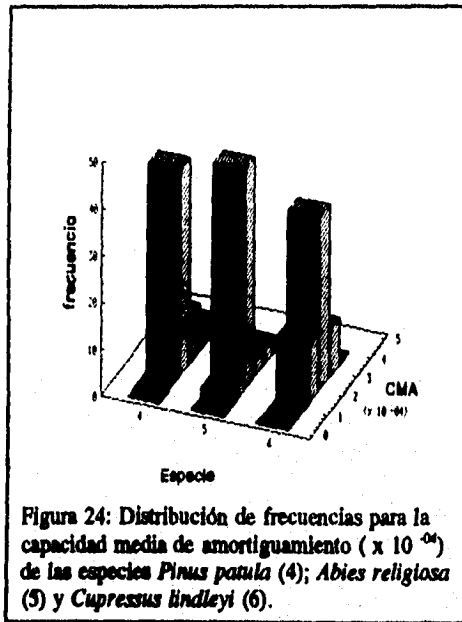


Figura 23: Capacidad media amortiguamiento (CMA) de los extractos de corteza de *C. lindleyi*, *A. religiosa* y *P. patula* durante cada temporada seca y lluviosa de 1990-1993.



Cuadro 6: Sumario estadístico global (1960-1980) para la capacidad media de amortiguamiento (CMA) por especie y temporada.

PARAMETRO	E S P E C I E					
	<i>Cupressus lindleyi</i>		<i>Abies religiosa</i>		<i>Pinus patula</i>	
Ubicación	Costa	Este	Este	Costa	Este	Costa
Tamaño "n"	30	30	28	30	30	30
CMA*	2.33	2.49	1.81	1.76	2.06	1.98
Mínimo	1.89	1.80	1.33	1.28	1.41	1.48
Máximo	3.03	3.26	2.99	3.06	3.09	3.03
Mediana	2.33	2.39	1.75	1.89	1.84	1.77
Moda	2.01	2.28	1.88	1.73	2.04	1.73
σ^2	0.10	0.18	0.12	0.18	0.34	0.20
σ	0.32	0.41	0.35	0.39	0.58	0.45
Error est.	0.06	0.07	0.06	0.07	0.10	0.09
C.V. %	14.08	16.44	19.73	22.46	28.40	22.90
Sumatoria	70.08	74.84	80.84	82.89	81.89	88.97

*Expresada en porcentajes de 10⁴

Con la misma temática utilizada para la [H+] y la conductividad eléctrica, se tienen registros de CMA en otros países, sus valores, son relativamente menores a las capacidades cuantificadas en el presente; lo que puede indicar dos cosas: (a) los niveles de contaminación por deposición ácida en países Europeos es mayor que la registrada en México, lo cual es factible debido al mayor grado de industrialización y (b) ya que la resistencia y/o sensibilidad a un contaminante específico varía de acuerdo a la especie (Larcher, 1991), los valores de CMA reportados internacionalmente son menores tal vez por la alta sensibilidad de los grupos biológicos que ellos estudiaron. Así p.e: para Polonia Grodzinska (1979) estimó para *Pinus silvestris* una CAM = 1.69×10^{-04} ; es decir 0.33 unidades menor a la de *Pinus patula* del Desierto de los Leones. Para Suecia y Dinamarca se reportan capacidades sólo en especies cáducas; para *Tilia cordata* de 1.86, para *Quercus robur* de 2.15 y para *Populus*, y *Fraxinus excelsior* de 1.75 (Staxång, 1969; Jonhsen y Sochting, 1973). Estos valores, aún cuando no pueden equipararse estrictamente con los del Desierto (por incompatibilidad de carácter perenne y cáduco), bien pueden constituir a futuro un nuevo estudio sobre la resistencia de especies caducifolias y zonificar con un estudio completo la magnitud de la deposición ácida en la Cuenca de México.

II) Diferencias significativas temporales y espaciales de los distintos grupos biológicos.

Al total de muestras de extractos de corteza (960), se les cuantificó los tres parámetros, arrojando así una base de datos sumamente extensa (2,880), es por ello, que se optó por presentar los de mayor significancia estadística y de esta manera establecer las inferencias sustentadas en los objetivos del estudio.

a) Concentración de protones [H⁺]

Como se discutió en la sección descriptiva, la acidez de las tres especies es distinta. Las diferencias resumidas en el Cuadro 7 permiten validar que *Pinus patula* fue la especie de mayor acidez promedio; seguido por *Abies religiosa*, en tanto que para *Cupressus lindleyi* ésta fue mínima respecto a las anteriores. Es importante mencionar, que al comparar las distintas zonas de exposición bajo el criterio de especie similar, no se observó diferencia alguna, por lo cual fue posible conjuntar los grupos biológicos para fines analíticos.

De la agrupación, se obtuvieron intervalos promedio para la concentración de protones y pH respectivamente. Para *Pinus patula* de 488 a 540 ueq/2g (pH=3.26-3.31); para *Abies religiosa* de 252 a 280 ueq/2g (pH=3.53-3.58) y finalmente en *Cupressus lindleyi* de 2.99 a 7.56 ueq/2g (pH=5.12-5.52); reafirmando con ello lo sustentado en la parte descriptiva, a cerca de la concentración de protones dentro de rangos característico, es decir, de 1 a 10 ueq para *C. lindleyi* y de 100 a 1000 ueq para los grupos restantes.

Cuadro 7: Análisis de varianza por especie arbórea y zona de monitoreo para los valores promedio de iones hidrógeno (ueq/2g).

[H ⁺]	Especie	Cruz Blanca (W)		Casa de Piedra (E)			Petarotes (C)
400 282	<i>P. patula</i> <i>A. religiosa</i>	<i>P. patula</i> •	<i>A. religiosa</i> •	<i>P. patula</i> •	<i>A. religiosa</i> •	<i>C. lindleyi</i> •	<i>C. lindleyi</i> •
640 280 7.50	<i>P. patula</i> <i>A. religiosa</i> <i>C. lindleyi</i>	• • •	• • •	• • •	• • •	• • •	• • •
8.00	<i>C. lindleyi</i>	•	•	•	•	•	•

*Diferencias significativas al 5%

En lo referente al análisis temporal, (Cuadro 8), donde el año y la especie son variables intrínsecas, la concentración de protones presentó diferencias significativas entre la época lluviosa y época seca. Para la primera se observaron valores de 165 a 424 ueq/2g y para la segunda de 223 a 240 ueq/2g. De forma particular, el inicio de lluvias (LL-1) presentó siempre la menor acidez, con 165 ueq/2g (pH=3.78), comparado con el valor registrado al final de la misma temporada (LL-2), con 424 ueq/2g (pH=3.37).

Cuadro 8: Análisis de varianza por periodo seco y lluvioso de la concentración promedio de protones (ueq/2g).

[H ⁺]	Temporada	Seco 1	Seco 2	Lluvias 1	Lluvias 2
240	Seco 1	•	•	•	•
228	Seco 2	•	•	•	•
165	LLuvias 1	•	•	•	•
424	LLuvias 2	•	•	•	•

*Valor de significancia 0.05

Se postula, que la explicación de la conducta ya citada se debe de acuerdo a Evans (1987) a que más de la mitad del azufre atmosférico, se deposita por vía húmeda. Solo (1996) reporta máximos de [SO₂] para la zona SW de del Distrito Federal (Pedregal) con valores de 0.01-0.07 ppm y concluye que las concentraciones máximas se presentan durante la época lluviosa cuando el exhaustivo lavado atmosférico elimina una mayor cantidad de contaminantes, ello explica los bajos pH de LL-2.

Desde luego, el azufre que predomina en su forma de sulfato tiende las más de las veces a asociarse a un protón $[H^+]$ o a un ión amonio NH_4^+ , por lo tanto, se hipotetiza que durante el período lluvioso la elevada acidez de *Pinus patula* y *Abies religiosa* de deba a la unión $[SO_4-H^+]$. Por otra parte, durante la época de estiaje, la presencia del amonio y otros cationes formadores de sales neutralizan dicha acidez. Sin la Interferencia de éstas partículas que en su mayoría provienen del suelo, la lluvia registrada en la Ciudad de México sería más ácida (Padilla, 1989).

Se enfatizó, que la acidez del bosque en estudio está en función de la humedad ambiental. Sin más, algunos estudios revelan una conducta similar en los pH del agua de lluvia por estación. p.e: para verano (época lluviosa) se cuantificó una concentración de protones de 100 ueq (pH=4) y para primavera (época seca) de 44.66 ueq (pH= 4.35), es decir, la pluviosidad registrada fue 50% menos ácida. En invierno el valor registrado fue menor 22.7 ueq (pH=4.64). Estos valores, asociado a estudios de daño en la vegetación arbórea demostraron que la acidez de la lluvia es mayor cuando la vegetación se encuentra en un período de crecimiento activo (Evans, 1987) lo que en términos generales puede contribuir a uno o más de los siguientes procesos: (a) a la acidificación de la corteza de los árboles por el arrastre de iones ácidos (H^+ y NH_4^+) de la atmósfera; (b) que la síntesis de ácidos por efecto húmedo promueva el lavado de iones esenciales para la planta y en consecuencia decremente los pH de la corteza, y (c) que la disminución en dichos iones altere rutas metabólicas tan importantes como la fotosíntesis lo que finalmente conduzcan a disminuir la tasa fotosintética de las poblaciones arbóreas más susceptibles como es el caso de *Abies religiosa* (Lanzaro y Pizzetti, 1977).

Hasta el momento, los resultados citados nos conducen a proponer que:

a) La acidez de la corteza de los tres grupos biológicos está en función de

su morfología, lo que permite una mayor acumulación de ácidos en *Pinus patula* y menor en *Abies religiosa* y *Cupressus lindleyi*; ello se realirma con el hecho de que no existen diferencias respecto a poblaciones arbóreas.

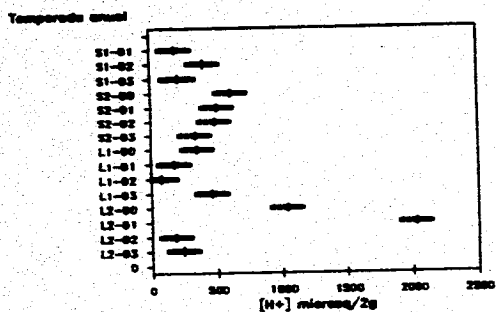
b) La orientación de cada zona no ejerce efecto alguno sobre la cantidad de protones cuantificados; no obstante debe contemplarse que el estudio realizado a escala local (< 100 Km) (Hernández et al., 1994) no es la generalidad, lo que hace factible obtener diferencias al trabajar a escalas mayores (regional y mesoescala).

c) A diferencia del análisis espacial, la acidez por temporada fue diferente y depende de la humedad ambiental, tomando particularmente ácida la corteza al final del período lluvioso (LL-2).

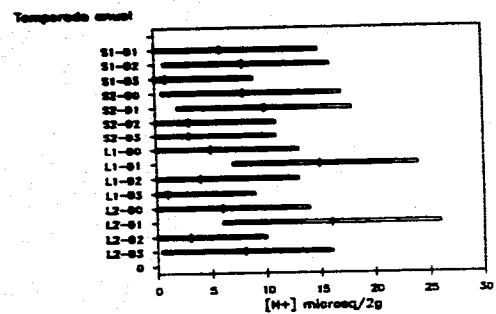
A pesar de que no hubo diferencias significativas en la acidez espacial, en la Figura 25 se observa enorme variación en la acidez promedio. Los intervalos de confianza al 95% (Prueba de Duncan) de los cuatro años de estudio mostraron disimilitud en la amplitud del intervalo como sucedió en *Pinus patula* (Figura 25a) y *Abies religiosa* (Figura 26a), así como en el comportamiento relativamente homogéneo de los mismos. En las especies homólogas de la zona oriente se obtuvo mayor dispersión (Figura 25b y 26b), y para *Cupressus lindleyi*, no existe diferencia, sin embargo, nuevamente la zona menos expuesta (Figura 25c) fue la de menos dispersa.

Del análisis temporal, se obtuvo lo siguiente, para *P. patula* (Figura 27a) y *A. religiosa* (Figura 28a) de C. Blanca los valores máximos de acidez se presentaron en algún muestreo del final de lluvias. Los pH para el primer grupo fueron de 2.98 en 1990 y de 2.69 en 1991 y para el segundo pH= 2.97 en 1993 y de 3.42 en 1991. Para los grupos homólogos de Casa de Piedra

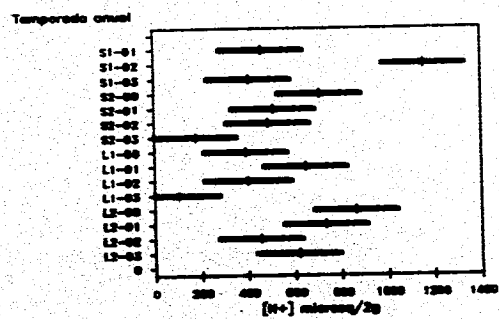
a) *Pinus patula* exposición W



d) *Cupressus lindleyi* exposición E



b) *Pinus patula* exposición E



c) *Cupressus lindleyi* (C)

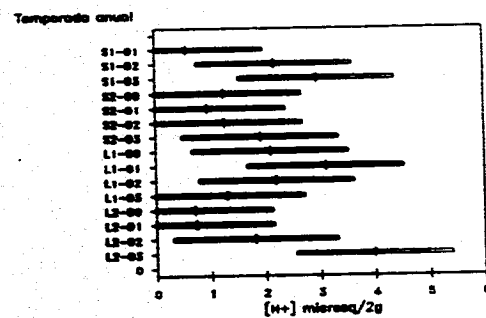
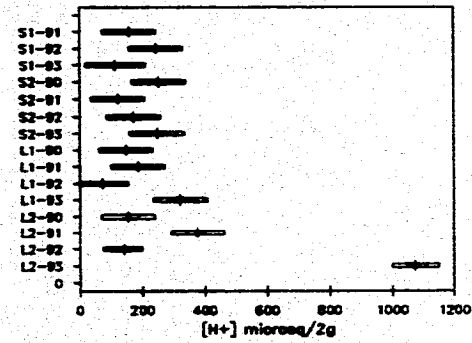


Figura 25: Intervalos de confianza al 95% para los valores promedio de protones de la especie *Pinus patula* y *Cupressus lindleyi* durante los cuatro años de estudio..

a) *Abies religiosa* (W)

Temporada anual



b) *Abies religiosa* (E)

Temporada anual

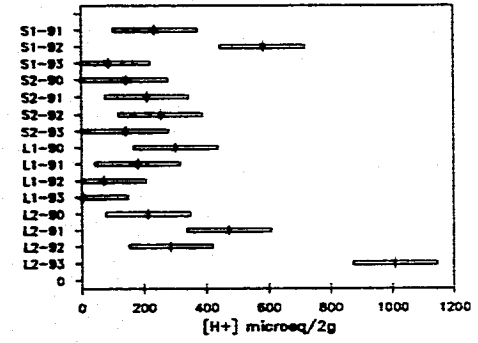


Figura 26: Intervalos de confianza al 95% para la concentración promedio de protones en los extractos de *Abies religiosa* durante los cuatro años de monitoreo.

(Figura 23b y 24b) respectivamente la mayor acidez se registro al inicio de secas (S-1) y final de lluvias (LL-2). En *C. lindleyi* sólo la zona de Peteretes presentó pH bajos en lluvias de 1993, con pH=5.40.

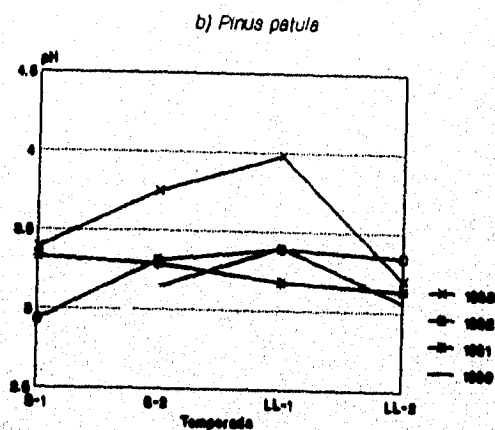
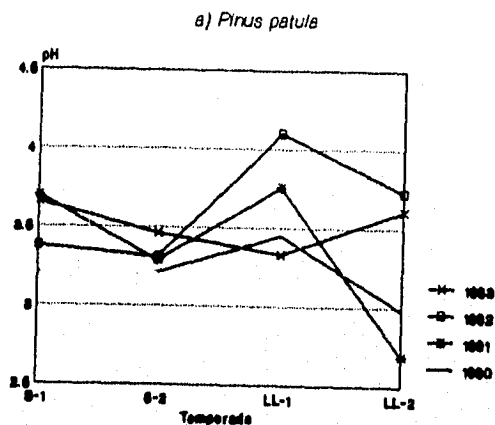
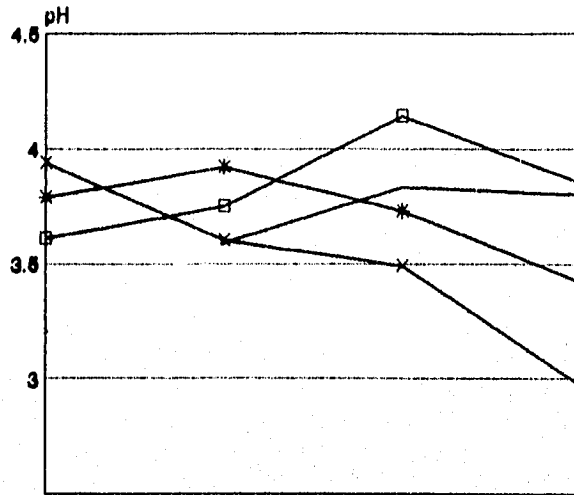


Figura 27: Valores de pH bajo los criterios de espacio y tiempo. Para *Pinus patula* de Cruz Blanca (a) y Cam de Piedra (b)

a) *Abies religiosa*



b) *Abies religiosa*

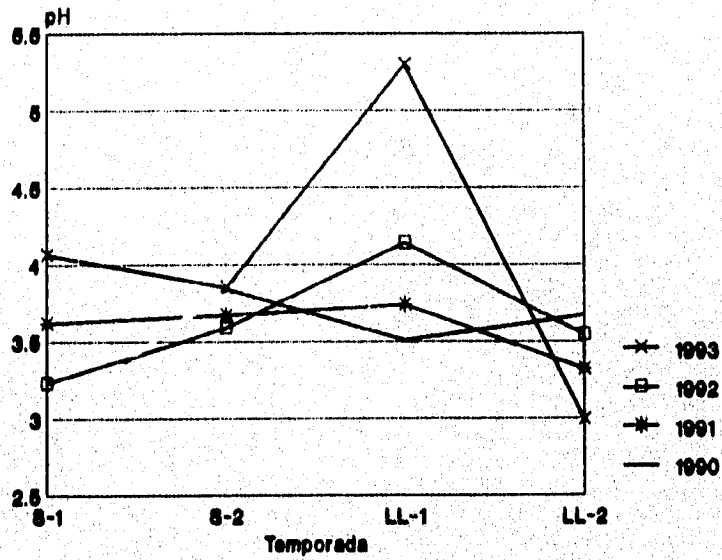


Figura 28: Valores de pH en la corteza de *Abies religiosa* de Cruz Blanca (a) y Casa de Piedra (b).

Se sabe que debido a la turbulencia del aire y a la precipitación, los contaminantes presentan ciclos tanto diarios como ciclos estacionales (Riveros *et al.*, 1993). Por lo tanto, es posible que los bajos pH de inicio de estiaje se deban a una acidez residual que no fue lavada por las últimas lluvias de los meses de agosto a octubre. Ahora bien, si las condiciones de difusión mejoran en lluvias, esto no quiere decir que la atmósfera de la Ciudad de México quede libre de contaminantes, pues se tiene registro que el mayor índice de insolación de esta época incrementa el número de reacciones fotoquímicas.

A fin de complementar el análisis temporal de esta variable, los Cuadros 9 a 12 muestran los análisis de varianza al 5% para los pH (Anexo I) de los cuatro años.

Referente al análisis global anual de iones hidronio (Figura 29), se observó baja significancia; las diferencias se presentaron entre 1991 como el año de mayor acidez promedio con 266.29 ueq (pH=3.57) y 1992-1993 de concentración menor 183.23 ueq (pH=3.73) y 186.83 (pH=3.72) respectivamente.

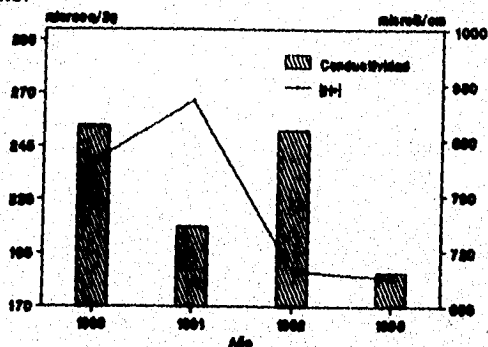


Figura 29: pH promedio anual de los extractos de corteza

b) Conductividad Eléctrica

El Cuadro 13 muestra diferencias significativas entre las especies pero, contrariamente a la suscitado en la concentración de protones las poblaciones de *Abies religiosa* y *Cupressus lindleyi* si presentaron variación espacial. El valor más altos se localizó en la parte Este del bosque (C. de Piedra); para *Abies* de 821 microS/cm y en *Cupressus* de 1354 microS/cm. El registro para sus homólogas fue de 643 microS/cm para el *Abies* del W y de 1238 microS/cm para el *Cupressus* del Centro. Debido a ello, se argumenta que la conductividad eléctrica si depende de la exposición cada zona respecto a la Ciudad de México, reiterando la fuerte contaminación por material particulado.

Al analizar la conductividad por temporada (Cuadro 14), se determinó que el final de la época seca (S-2) fue la de mayor registro (815 microS/cm), y significativamente mayor a LL-2 con 668 microS/cm. De la misma forma, S-1 con 769 microS/cm fue mayor a LL-1 con 744 microS. Esto, puede deberse a que en el período lluvioso 2 (agosto a octubre) (Jaúregui, 1993), la periodicidad de la lluvia incrementa la solubilidad de las partículas e incrementa la movilidad a través del ecosistema; es por ello, que su conductividad fue mínima comparada con las tres temporadas restantes. Contrariamente, es posible que una mayor deposición de material particulado durante la época seca (noviembre-abril) (Jaúregui, 1993), haya contribuido a incrementar el registro. De acuerdo a Jaúregui (1960) las tolveneras registradas en la Ciudad de México presentaron un máximo de 13 días en el mes de marzo; en tanto que para los meses de enero a junio

Cuadro 13: Análisis de varianza por especie arbórea y zona para la conductividad eléctrica (microS/cm)

Cond.	Especie	Cruz Blanca (W)		Casa de Piedra (E)			Peteretes (Centro)
		<i>P. patula</i>	<i>A. religiosa</i>	<i>P. patula</i>	<i>A. religiosa</i>	<i>C. lindleyi</i>	<i>C. lindleyi</i>
250	<i>P. patula</i>
848	<i>A. religiosa</i>
248	<i>P. patula</i>
821	<i>A. religiosa</i>
1364	<i>C. lindleyi</i>
1183	<i>C. lindleyi</i>

Nivel de significancia 0.05

tuvieron una incidencia de 6 días; usualmente, estos eventos de polvo viajan de las áreas de origen (Ex-Lago de Texcoco) en dirección Suroeste. Además, si la velocidad del viento es > 5 m/seg el material que es recogido a su paso puede llegar a zonas tan alejadas como el Desierto de los Leones, afectando a su paso también el área urbana del Distrito Federal.

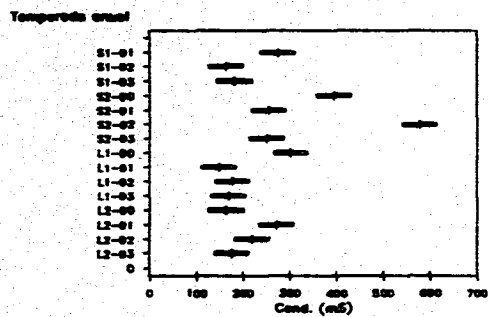
Referente a los intervalos de confianza al 95% para la conductividad eléctrica, se observó que presentaron un comportamiento semejante a los protones, es decir, los rangos de menor amplitud fueron para *Pinus patula* y *Abies religiosa* de la zona Cruz Blanca (W), así como en *Cupressus lindleyi* de Peteretes (Centro) (Figuras 30 y 31) respectivamente.

Cuadro 14: Análisis de varianza por temporada para la conductividad eléctrica (microS/cm).

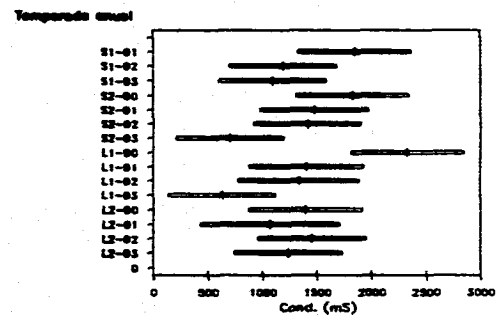
Conductividad	Temporada	Lluvias-1	Lluvias-2
788	Secas 1	.	.
818	Secas 2	.	.
744	Lluvias 1	.	.
888	Lluvias 2	.	.

Nivel de significancia 0.05

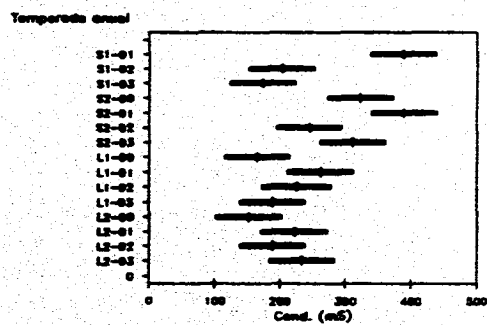
a) *Pinus patula* especie W



d) *Cupressus lindleyi* especie E



b) *Pinus patula* especie E



e) *Cupressus lindleyi* (C)

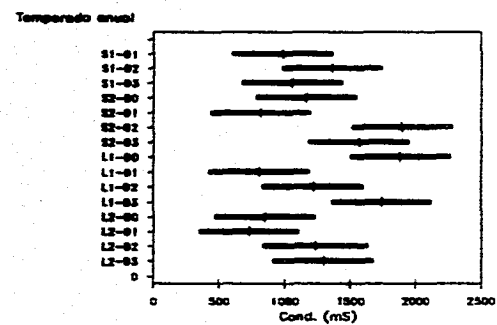
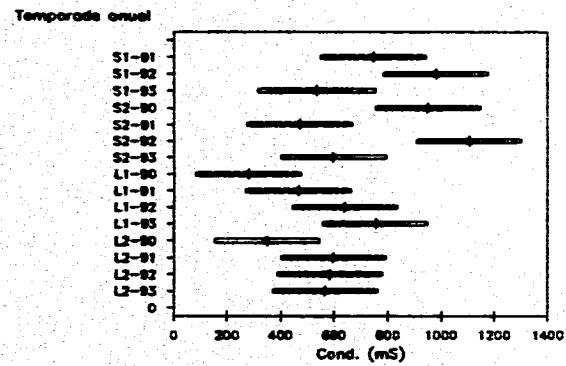


Figura 30: Intervalos de confianza al 95% para la conductividad eléctrica de *Pinus patula* y *Cupressus lindleyi* en el período 1990-1993.

c) *Abies religiosa* (W)



d) *Abies religiosa* (E)

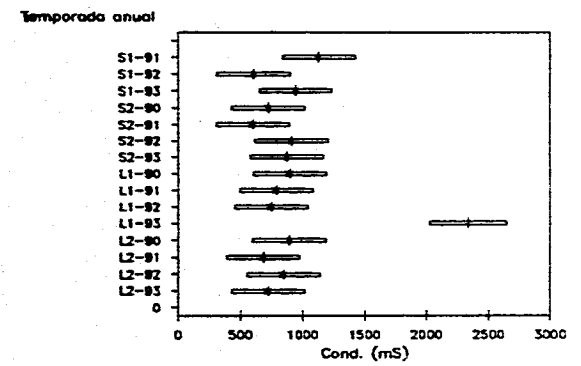


Figura 31: Intervalos de confianza al 95% para la conductividad eléctrica de *Abies religiosa* durante los cuatro años de estudio.

Respecto al análisis temporal *P. patula* (Cuadro 15 y 16; Anexo II) y *C. lindleyi* (Cuadro 17 y 18; Anexo II) tuvieron el mayor número de diferencias significativas. Para el primer grupo de C. Blanca la mayor conductividad se presentó al final del período seco (S-2) (Figura 32a) y para C. de Piedra durante S-1 y S-2 (Figura 32b). En *C. lindleyi* (Figura 33a y 33b) los valores fueron muy heterogéneos con registros tres veces superiores al de *Pinus*; hecho que reitera que el cedro es excelente bioacumulador de material particulado. Este contaminante (OMS, 1984) según se genere como polvo (aerosol de dispersión) o como vapor (aerosol de condensación) tendrá enorme influencia en la magnitud de la conductividad de los extractos. Suponemos que en la temporada de estiaje existe un predominio de partículas calcáreas del suelo lo cual tiende a incrementar los valores.

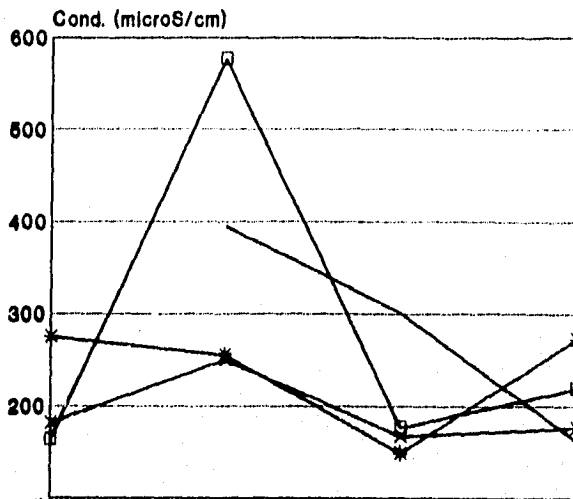
Nuevamente, las diferencias respecto a temporadas anuales 90-93 se presentan en los Cuadros 15 a 18 (Anexo II).

En lo referente a la conductividad anual, la Figura 29 indica que el año de 1990 fue significativamente mayor a 1991 y 1993; un caso similar se dio entre 1992 > 1991 y 1993, lo que indica una fluctuación bianual.

c) Capacidad Media de Amortiguamiento (CMA)

La capacidad amortiguadora distribuida en un corto intervalo mostró diferencias significativas entre cada especie (Cuadro 19). Para *Cupressus lindleyi* fue el mayor registro (2.34 a 2.50×10^{-04}), seguido por *Pinus patula* (1.97 a 2.06×10^{-04}); y para *Abies religiosa* se obtuvo la menor capacidad (1.77 a 1.82×10^{-04}).

a) *Pinus patula*



b) *Pinus patula*

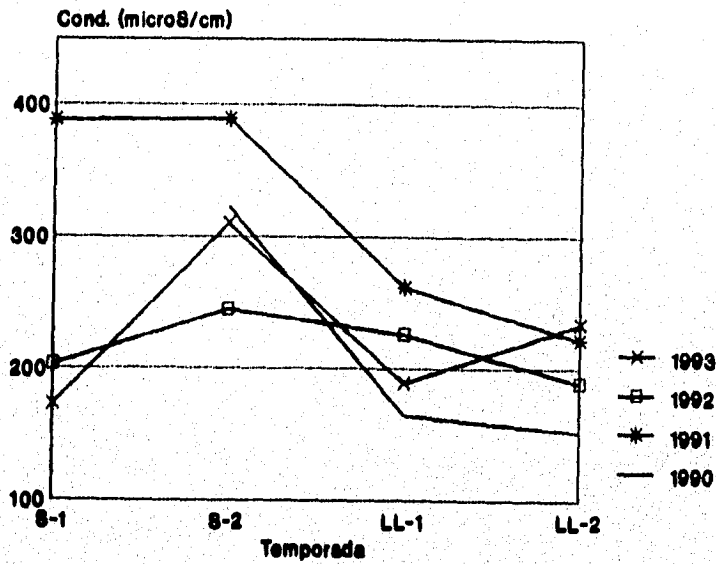
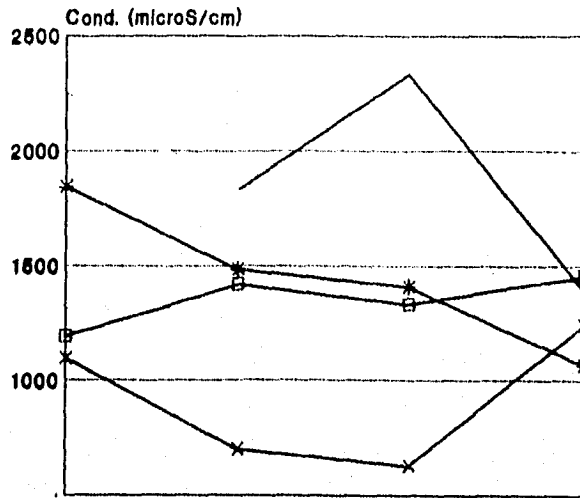


Figura 32: Valores de conductividad eléctrica por temporada y año para los extractos de *Pinus patula* de Cruz Blanca (a) y Casa de Piedra (b).

a) *Cupressus lindleyi*



b) *Cupressus lindleyi*

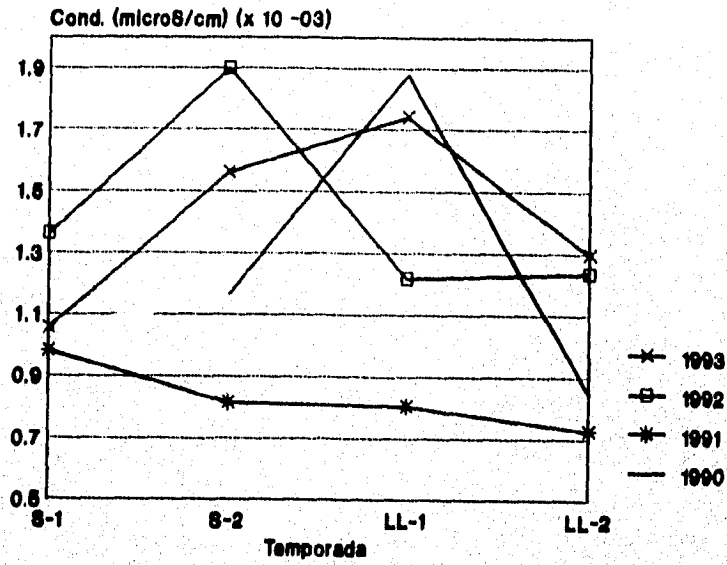


Figura 33: Valores de conductividad eléctrica por temporada y año para los extractos de *Cupressus lindleyi* de C. de Piedra (a) y Peteretes (b)

Cuadro 19: Análisis de varianza para la capacidad media de amortiguamiento (CMA x 10³) para cada grupo biológico y zona de monitoreo.

CMA	Especie	Cruz Blanca (W)		Casa de Piedra (E)			Pedregales (C)
1.97 1.77	<i>P. patula</i> <i>A. religiosa</i>	<i>P. patula</i> --	<i>A. religiosa</i> --	<i>P. patula</i>	<i>A. religiosa</i>	<i>C. lindleyi</i>	<i>C. lindleyi</i>
2.08 1.82 2.50	<i>P. patula</i> <i>A. religiosa</i> <i>C. lindleyi</i>	-- * *	* * *	-- * *	-- * *	-- * *	
2.34	<i>C. lindleyi</i>	* *	* *	* *	* *	-- --	-- --

* Nivel de significancia 0.05

Al comparar los valores de CMA de cada grupo biológico, no se obtuvo diferencias significativas entre poblaciones homólogas (Cuadro 19) por lo tanto, es posible que la resistencia de cada especie dependa sólo de la concentración de compuestos ácidos en el la corteza, así como de la composición química de la misma.

Los resultados de CMA por temporada (Cuadro 20), mostraron que el inicio de la temporada seca (S-1) fue significativamente mayor a las restantes, con un valor de 2.27×10^{-04} . Algunos estudios (Duvigneaud y Deneayer-DeSmet, 1970; Switzer et al., 1968; En: Pritchett, 1986) concluyen que la corteza presenta un carácter estacional en su composición mineral. Las evaluaciones de este equipo concluyen a cerca de una fluctuación temporal en el contenido de nitrógeno proteínico de la corteza; para *Pinus sylvestris*

Cuadro 20: Análisis de varianza para la capacidad media de amortiguamiento (CMA) por temporada.

Promedio	Temporada	Seca 1
2.27	Secas 1	*
1.99	Secas 2	*
2.01	Lluvias 1	*
2.08	Lluvias 2	*

* Nivel de significancia 0.05

fue de 7.42 mg/g en la temporada seca (Invierno), con un decremento respecto al contenido de lluvias (verano) con 2.69 mg/g; éstas oscilaciones estacionales pueden de alguna manera relacionarse con la resistencia que tiene cada especie a la acidez ambiental.

Finalmente, el análisis de varianza de la capacidad amortiguadora no presentó diferencias significativas al comparar los cuatro años de estudio.

VIII. CONCLUSIONES

A partir de análisis espacio-temporal de la depositación ácida se tiene lo siguiente:

- La concentración de protones de los extractos de corteza fue en términos de intensidad decreciente

Pinus patula > *Abies religiosa* > *Cupressus lindleyi*

- La acidez de la corteza mostró ciclos estacionales característicos. Los pH más ácidos se obtuvieron al final de la temporada lluviosa (LL-2).

- La depositación ácida respecto al año fue mayor durante 1991 y este a su vez fue mayor que 1992-1993

- Pese a que la concentración de protones no mostró diferencias estadísticamente significativas respecto a las tres zonas de monitoreo, en el análisis gráfico y descriptivo la zona Este (Casa de Piedra) presentó los mayores niveles de depositación ácida.

- Para la conductividad eléctrica de los extractos se obtuvo en sentido creciente a

Pinus patula < *Abies religiosa* < *Cupressus lindleyi*

- La conductividad presentó también ciclos estacionales. Los valores más altos fueron para el final de la temporada seca (S-2).

- Las variación espacial de la conductividad mostró diferencias significativas

entre las distintas zonas de monitoreo; como resultado, la sección Este (Casa de Piedra) presentó el mayor registro.

- La conductividad eléctrica presentó un comportamiento oscilatorio anual muy visible.

- La capacidad media de amortiguamiento tiene una secuencia decreciente por especie de:

Cupressus lindleyi > *Pinus patula* > *Abies religiosa*

- Se observó que la corteza presentó la mayor capacidad amortiguadora al inicio de la temporada seca (S-1).

- Particularmente, el análisis anual de la capacidad buffer no mostró diferencias significativas entre los 4 años de muestreo 1990-1993.

IX. RECOMENDACIONES

El presente tuvo por objetivo contribuir al entendimiento de que los métodos de biomonitorio son hoy en día una herramienta sustancial y económica para evaluar las actuales condiciones atmosféricas no sólo de países como México sino de todo el mundo. Con ello se propone lo siguiente:

- La corteza arbórea permitirá evaluar de forma precisa la presencia de los mayores componentes de la depositación ácida (SOx, NOx, etc.) en función de sus productos de reacción (sulfatos, nitratos, sales de amonio etc.)

- Los estudios de "bioindicación" con corteza y los análisis químicos de atmósfera y suelo permitirán determinar a futuro el balance de aniones y cationes existente entre estos estratos del ecosistema y estimar así la cantidad efectiva de ácidos (acidez potencial) que entran a nuestros bosques.

- Es aceptable la utilización de la especie Cupressus lindleyi para reforestar las zonas de Casa de Piedra y Peteretes debido a que es la especie que presentó la mayor resistencia a la acidez de la atmósfera.

- Es importante considerar que incrementando el número de zonas de monitoreo no sólo en el Desierto de los Leones sino en los Parque Nacionales que circundan al Distrito Federal (Izta-popocatepeti, Zoquiapan, Ajusco) será posible hacer una zonificación más extensa y detallada de la depositación ácida a través de isolíneas de pH, con software especializados como es el caso del Surfers.

X. LITERATURA CITADA

- Alvarado, R.D., Bauer, L.I. y A.I. Galindo. (1991) Declinación y muerte del bosque de oyamel (*Abies religiosa*) en el Sur del Valle de México. *Agrociencia Serie de Recursos Naturales Renovables*. 3:1:123-143.
- Alejo, V.A. y V.G. Calva 1987 Estudio de los elementos climáticos (precipitación pluvial, temperatura y humedad ambiental e intensidad y dominancia de vientos), del área sur del Distrito federal. Comisión Coordinadora para el Desarrollo Rural del D.D.F. 38pp.
- Anderson, F.O. 1989 Air pollution impact on Swedish forest. Present evidence and future development. *Environmental Monitoring Assessment*, 12:29-38.
- Báez, P.A., Belmont, D.R., and G.H. Padilla. 1993 Variation of chemical composition of wet precipitation, using a sequential sampling urban-rural areas comparison. *Atmósfera* 6:163-174.
- Benítez, B.G. 1988 Árboles y flores del ajusco. Instituto de Ecología, Museo de Historia Natural de la Ciudad de México. Impreso en México, 183p.
- Bolio, E. 1964 Investigación de las condiciones actuales del Parque Nacional del Desierto de los Leones
- Borneau, M y G. Landmann. 1989 El deterioro de los bosques europeos. *Mundo Científico* 88:9:199-201.
- Boul, S.W., Hole, F.D., y R.J. MacCracken. 1991 Génesis y clasificación de suelos. Trillas México 417pp.
- Bravo, A.H., Sosa, E.R., y J.T. Torres. 1991 Ozono y lluvia ácida en la Ciudad de México *Ciencias* 22:32-40.
- Bredemeier, M. 1988 Forest canopy transformation of atmospheric deposition. *Water, Air and Soil Pollution*. 40:121-138.
- Calvert, J.G. and W.R. Stockwell. 1984 The mechanism and rates of the gas phase oxidation of sulfur dioxide and the nitrogen oxides in the atmosphere. In "Acid precipitation-SO₂, NO and NO₂ oxidation mechanisms: Atmospheric considerations. Ed. by J.G. Calvert. Butterworth Publishers, Boston, MA. 1-62.
- Casseens, D.L. 1974 Bark properties of eight Western Softwoods. *Forest Products Journal* 4,24:40-46.
- Corder, S.E. 1976 Properties and uses of bark as an energy source. *Oreg. State Univ., For. Res. Lab.* 31pp.
- Cibrán, T.D. 1989 Air pollution and forest decline near Mexico City. *Environmental Monitoring and Assessment* 12:48-50.
- Cloas, W.H. and J.E. Macias. 1987 Desierto de los Leones a forest in crisis. *American Forest Magazine*. 6:1-9. y source. *Oreg. State Univ., For., Res. Lab.* 31pp.
- Cowling, E.B. 1984 Conclusions regarding the decline of forest in North America and Central Europe. Statement prepared for William Ruckelshaus, Administrator, U.S. Environmental Protection Agency. North Carolina State University, Raleigh, North Carolina. 15pp.
- Durnette, D.A. and R.J. O'Brien. 1982 The science of global change. The impact of human activities on environment. ACS, USA. 488pp.
- D'iri, F. 1982 Acid precipitation. Effects on ecological systems. *Ann Arbor Sciences*. Printed in USA. 483pp.

- Durham, J.L. and K.L. Demerjian. 1985 Atmospheric acidification chemistry. In "Acid deposition: environmental, economic and policy issues". Ed. by D.D. Adams, P. Walter. Plenum Press, N.Y. and London, USA. 17-30.
- EPA, 1980 Diagnosing vegetation injury caused by air pollution. ASA. USA 368p
- Evans, L.S. 1987 Chemical interactions of acidic precipitation and terrestrial vegetation. In "Phytochemical effects of environmental compounds". Ed. by J.A. Saunders, L. K. Channing Plenum Press New York 203-233.
- Falcon, Y. 1992 La contaminación por partículas suspendidas en en la atmósfera. En "La contaminación atmosférica en México. Sus causas y efectos en la salud. Ed. por Restrepo. Comisión Nacional de Derechos Humanos. 147-166.
- Fernández, I.J. 1986 Synthesis of the role of major air pollutants in determining forest health and productivity. In "Stress physiology and forest productivity. Ed. by Henessey,, Martinus Nijhoff Publishers. Printed in Netherlands 217-239.
- Fernández, I.J. and R.A. Struchtemeyer. 1985 Chemical characteristics of soil under spruce-fir forests in Eastern Maine. Can. J. Soil Sci. 65:61-69.
- Fessenden, R.J. y J.S. Fessenden. 1983 Química Orgánica. Grupo Editorial Iberoamerica. México 1076pp.
- Finlayson-Pitts, B.J. and J.N. Pitts. 1986 Atmospheric chemistry: fundamentals and experimental techniques. Ed. John Wiley & Sons. Printed in the USA. 1065pp.
- Flores, D. A., González, Q.L., Alvarez, T., y F. Cachica, 1974 El escenario geográfico. Instituto Nacional de Antropología e Historia. México 336pp.
- Forest Service, USDA. 1973 The outlook for timber in the United States. F.R. Report No. 20 Washington, D.C.: U. S. Government Printing Office.
- Fredmann, I. 1980 Environmental ecology: the impacts of pollution and other stresses on ecosystem structure and function. Academic Press. Inc. Printed in USA. 424pp.
- Galloway, J.N. and G.G. Parker. 1980 Difficulties in measuring wet and dry deposition on forest canopies and soil surface. In "Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems". Ed. by T.C. Hutchinson, M. Hayes. NATO Scientific Affairs Division. N.Y. 664pp.
- García, A.E. 1988 Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Adaptación a las condiciones de la República Mexicana. Instituto de Geografía UNAM. México.
- Garza, J.P., Laitat, E., y C. Rose 1993 Los árboles de hoy en la atmósfera del mañana. Mundo Científico 141:13:1076-1077.
- Grenfell, P., Bengtson, C., and L. Skarby. 1980 An estimation of the atmospheric input of acidifying substances to a forest ecosystem. In: "Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems" (T.C. Hutchinson, M. Hayes, Eds.). NATO. Press in N.Y. 684pp.
- Grether, D.F. 1977 The effects of a high-stack coal-burning power plant on the relative pH of the superficial bark of hardwood trees. Water, Air and Soil Pollution 7:913-918.
- Grodzinska, K. 1977a. Acidity of tree bark as a bioindicator of forest pollution in southern Poland Water, Air and Soil Pollution. 6:3-7.
- _____ 1977b. Changes in the forest environment in southern Poland as a result of steel mill emissions. Vegetation Science and Environmental Protection. Proc., Intern., Symposium in Tokyo on Protection of the Environment and Excursion on vegetation. Science Through Japan, Maruzen Co. LTD. Tokyo 807-816.
- _____ 1978 Changes in the forest environment in southern Poland as a result of steel

mill emissions. Proc of the Intern. Symposium in Tokyo on Protection of the Environment and excursion on vegetation science through. 207-215.

_____. 1979 Tree bark - sensitive biotest environment acidification. Environment International 2:175-176.

- Gutiérrez, V.L.H. 1990 El muérdago enano *Arceuthobium vaginatum* (Willd) Presl, subsp. *vaginatum* (Viscaceae) en *Pinus hartwegii* Lindl. Aspectos de fenología y distribución en el Desierto de los Leones. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias UNAM México.

- Hampp, R. and W. Holl. 1974 Arch. Environm. Cont. Tox. 2:33-63.

- Harold, W y Jr. Hocker 1984 Introducción a la biología forestal. Agt. Editor S.A. 446pp.

- Härtel, G. 1982 Pollutants accumulation by bark. En Monitoring of air pollutants by plants. Methods and problems. Ed. by J. Staubing, H.J. Jäger. Proceeding of the International Workshop, Osnabrück (FRG):137-148.

- Haygreen, J.G. and J.L. Bowyer. 1982 Forest products and wood science: An introduction. The Iowa State University Press/AMES. Printed in Iowa. 496pp.

- Heck, W.W. 1973 Air pollution and the future of agricultural production. In: "The physiological ecology of woody plants" (Kozlowski et al., Eds) Academic Press. USA. 657pp.

- Hemingway, R.W. and J.J. Karchesy. 1989 Chemistry of significance of condensed tannins. Plenum Press. Printed in USA. 563pp.

- Hennessey et al., 1986 Stress physiology and forest productivity. Martinus Nijhoff Publishers. Printed in Netherlands. 239pp.

- Howells, G. 1990 Acid rain and acid waters. Ellis Horwood Printed in Great Britain, 215 pp.

- Hutchinson, T.C. and M. Havas 1980 Effect of acid precipitation on terrestrial ecosystems. NATO. Press in N.Y. 654pp.

- Jauregui, O.E. 1980 Las tojaneras del Valle de México. Ingeniería Hidráulica en México 4;14:60-66

_____. 1975 Las zonas climáticas de la Ciudad de México. Boletín No. 6 Instituto de Geografía, UNAM, 56-66.

_____. 1988 Efectos del clima urbano sobre los niveles de contaminación en la Ciudad de México. Geografía y Desarrollo. Año 1. 2;1:3744.

_____. 1993 La contaminación atmosférica. Ciencia y Desarrollo 106;XIX:63-63.

- Jeffrey, D.W. and B. Madden. 1993 Bioindicators and environmental management. Academic Press. Printed in Great Britain. 466pp.

- Jensen 1981 in "The physiological ecology of woody plants". Ed. by T.T. Kozlowski. Academic Press. USA. 657pp.

- Johnsen, I. and U. Soehling. 1973 Influence of air pollution on the epiphytic lichen vegetation and bark properties of deciduous trees in the Copenhagen area. Oikos 24:344-351.

- Kabata-Pendias, A. 1979 La agresión química a la biosfera. UNASYLVA-Rev. Internacional de Silvicultura e Industrias Forestales. FAO. 39;141:2-13.

- Karandinos, H.G., Papacostida, G.K., and A.A. Fantinou. 1985. In "Heavy metals in the environment. International conference Athens" -Sept. 1985. T.D. Leikas. Edinburgh: CEP-Consultants LTD, 60E-60E.

- Kozłowski, T.T. 1971 Growth and development of trees. Vol. II., Academic Press., Printed in USA. 514pp.
- Kozłowski, T.T. and H.A. Constantinidou. 1986 Responses of woody plants to environmental pollution. Part I. Source and types of pollutants and plant responses. *Forestry Abstracts*. 1:47:5-51.
- Kozłowski, T.T. and H.A. Constantinidou. 1986 Environmental pollution and tree growth. Part II. Factors affecting responses to pollution and alleviation of effects. *Forestry Abstracts* 2:47:105-130.
- Kozłowski, T.T., Kramer, P.J., y G.S. Pallardy 1991 *The physiological ecology of woody plants* Academic Press, Inc. Printed in United States of America, 657pp.
- Kozłowski, T.T. 1991 Effect of environmental stresses on deciduous trees. In "Response of plants to multiple stresses Ed. by H.A. Mooney, W.E. Winner, E.J. Pell. Academic Press, Inc. Printed in USA 422pp.
- Kramer, P.J. 1983. *Water relation of plants*. Academic Press. New York.
- Kreiner, W. 1986. *Phyton Horn Austria* 26:77-91
- Kuhn, V. and E. Beck. 1987 Conductance of needle and twigs axis phloem of damaged and intact Norway spruce as investigated by application of C-14 in situ. *Trees* 1:207-214.
- Larcher, W. 1991 *Physiological plant ecology*. Second edition. Springer-Verlag. 303pp
- Löscher, W. and H.J. Köhm. 1977 Characteristics of tree bark as an indicator in high-inmission areas. *Oecologia* 27:47-64.
- Lyons, T. and B. Sooty. 1990 *Principles of air pollution meteorology*. Belhaven Press. Printed in Great Britain. 224pp.
- MacIsaughlin et al. 1982 in "The physiological ecology of woody plants". Ed. by T.T. Kozłowski Academic Press. USA. 657pp.
- Manahan, S.E. 1993 *Fundamentals of environmental chemistry*. Lewis Publishers, Printed in USA. 644pp.
- Markert, B. 1993 *Plants as biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environment*. VCH FRG. 644pp
- Martin, R.E. and G.R. Gray. 1971 pH of southern pine barks. *Forest Products Journal*. 3:21:49-52.
- Matteucci, S.D., y A. Colma. 1982 *Metodología para el estudio de la vegetación*. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Washington. 168pp.
- Melo, G.C. 1978 *Ensayo metodológico para la planificación del Parque Nacional Desierto de los Leones, D.F.*, Tesis de Maestría. Facultad de Filosofía y Letras. Colegio de Geografía UNAM 163pp.
- Melo, G.C. and O. Oropeza. 1980 *Plan de manejo para la protección y el uso del Parque Nacional Desierto de los Leones México, D.F.*, Anuario de Geografía. Facultad de Filosofía y Letras UNAM. Año XX:279-287.
- Miranla, J., Morales, J.R., Cahill, T.A., Aldape, F., y J. Flores. 1992 A study of elemental contents in atmospheric aerosols in Mexico City. *Atmosfera*. 5:95-108.
- Mooney, H.A., Winner, W.E., and E.J. Pell. 1991 *Response of plants to multiple stresses*. Academic Press Inc. Printed in USA. 422p.
- Morrison, I.K. 1994 *Acid rain -A review of literature on acid deposition effects in forest ecosystems*. *For. Abstr.* 46:483-506.

- Munn, R.E. 1980 Meteorología de la contaminación atmosférica. En "Manual de calidad del aire en el medio urbano" Ed. por M.J. Suess, S.R. Craxford. Edit. O. P. de la Salud. 115-148.
- Nicholson, J. A., Paterson, I.S. and F.T. Last. 1970 Methods for studying acid precipitation in forest ecosystems, definitions and research requirements. Natural Environment Research Council Institute of Terrestrial Ecology 44pp.
- O'Hare, G. 1974 Lichens and bark acidification as indicator of air pollution in west central Scotland. *Journal of Biogeography* 1:135-146.
- _____, 1982 Pollutants accumulation by bark. In "Monitoring of air pollutants by plants. Methods and problems" Ed. by I. Staebing, H.J. Jäger. Proceeding of the International Workshop Oenbrück (FRG):137-148.
- Ortiz-Villanueva, B. y C.A. Ortiz. 1990 Edafología. 7ma. edición. Departamento de Suelos. UACH. Mexico.
- Padilla, G.H.P. 1989. Estudio analítico de la composición química de la precipitación pluvial en el Valle de México. Tesis de Maestría. Facultad de Ingeniería, UNAM. 108pp.
- Posthumus, A.C. 1991 Effects of air pollution plants and vegetation. In "Ecological response to environmental stresses. Ed. by J. Rosema, J.A.C. Verduyn. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands, 191-198.
- Pritchett, W.L. 1988 Suelos forestales Ed. Limusa México 253-279.
- Rawell, R.W., Brimblecombe, P., Dent, D.L., and P.S. Lee. 1983 Química Ambiental. Ed. Omega. Barcelona, España. 208pp.
- Rampazzo, N. and W.E.H. Blum. 1992 Changes in chemistry and mineralogy of forest soils by acid rain. *Water, Air and Soil Pollution* 61:209-220.
- Raven, P.H. and S.E. Eichhorn. 1992 Biology of plants Fifth edition. Worth Publishers. New York. 871pp.
- Reynal, D.J. and F.S. Raleigh. 1985 Atmospheric deposition and ionic movement in Adirondack forest. En "Acid deposition - Environmental, economic and Policy issues" Ed. Plenum Press, N.Y. and London, USA pp. 293-302.
- Rihluse, K.E. 1989 Acidic deposition - extent and impact on forest soils, nutrition, growth and disease phenomena in central Europe: a review. *Water, Air and Soil Pollution* 48:1-20.
- Reyes, E.F.J. 1989 Diseño del jardín botánico silvestre del Parque Cultural y Recreativo Desierto de los Leones. Bases y Lineamientos. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias UNAM
- Rivera H.G., Gómez, L.J., Miranda, J., Aldape, E., Flores, M., Tejeda, J., Páramo, V.H., Bravo, C.J.L., Mota, R.A., De Gortari, J.C., López, F.V.G., y S.A. Julián. 1984 Contaminación atmosférica. *Ciencia y Desarrollo*. XIX:114-38-53.
- Robitaille, G., Lebans, F., and D.N. Rao 1977. Acid rain a factor contributing to the paucity of epiphyte cryptogams in the vicinity of a copper smelter. *Rev. Bryol. Lichenol.* 43:1-53-56.
- Rothe, H. and R. Herrera. 1988 Acidification in tropical countries. Ed. John Wiley & Sons. Printed in Great Britain. 405pp.
- Saavedra, R.L.L. 1983 Monitoreo de la deposición ácida con corteza arbórea en el Parque Cultural y Recreativo Desierto de los Leones. Informe de Servicio Social. FES-Zaragoza, UNAM, 88pp.
- Sánchez, S.O. 1978. La flora del Valle de México. Edit. Harero. México 519pp.
- Secretaría del Medio Ambiente. 1978 Situación actual de la contaminación atmosférica en el

- área metropolitana de la Ciudad de México. Subsecretaría del Medio Ambiente. Memorandum Técnico. 71pp
- Seinfeld, J.H. 1986 Atmospheric chemistry and physics of air pollution. Ed. John Wiley & Sons. Printed in NY., USA. 736pp.
 - _____ 1989 Urban air pollution: state of the science. *Science* 243:745-752.
 - Sierra, P. A., Rodríguez, T.D.A., Bonilla, A.V.O., Flores, R.V., González R. M.A., Olguín, C.C., Acosta, D.H., Ruiz, H.M.P., Valladares, M.R., y F. Gómez-Santamaría. 1987 Estructura y dinámica del bosque de oyamel afectado por la declinación forestal en el Desierto de los Leones. COCODER., D.D.F. 36pp.
 - Simmons, G.L. and J.M. Kelly. 1969 Effects of acidic precipitation, O₃, and soil Mg status on throughfall, soil, and seedling biobly pine nutrient concentrations. *Water, Air and Soil Pollution* 43:199-210
 - Skellington, R.A. 1987 Soil and its responses to acid deposition CEBB Research. 20:16-29.
 - Skye, E., 1968 Lichens and air pollution. *Acta Phytogeogr. Suec.* 52. Uppsala.
 - Smith, W.H. 1981 Air pollution and forest Springer-Verlag, Inc. New York, NY. 379pp.
 - Sosa, A.H. 1961 Parque Nacional Desierto de los Leones. Secretaría de Agricultura y Ganadería. Dirección General Forestal y de Caza. 137pp.
 - Soto, T.J.A. 1986 Estimación de la deposición ácida en tres parques urbanos del D.F. Tesis de Licenciatura (Biología) Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM.
 - Spurr, S.H. y B.V. Barnes. 1980 Ecología Forestal. AGT Editor. Mexico. 690pp.
 - Stååling, B. 1969 Acidification of bark of some deciduous trees *Oikos* 20:224-230.
 - Staebing, L. and H.J. Jäger, 1982 Monitoring of air pollutants by plants. Methods and problems. Institute of Plant Ecology, Universidad of Gießen, FRG. Proceeding of the International Workshop. Osnabruck
 - Stoker, H.S. y S.L. Seeger 1982 Química ambiental Edit. Blume. Impreso en España. 320pp.
 - Stoo, et al., 1988 Effects of ozone and acid rain on white pine (*Pinus strobus*) seedling grown in five soils. II. Mycorrhizal infection. *Can. J. Bot.* 66:1510-1516.
 - Swieboda, M. and A. Kalemka 1979 The bark of Scots pine (*Pinus sylvestris* L) as a biological indicator of atmospheric air pollution *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 4:43-59-646.
 - Tamm, C.O. and E.B. Cowling. 1977 Acidic precipitation and forest vegetation. *Water, Air and Soil Pollution* 7:503-511.
 - Trujillo, T.R. 1969 Aspectos climáticos de la Cuenca del Valle de México. *Ecología Urbana*. Vol. especial de la Sociedad Mexicana de Historia Natural 28-39.
 - Ulrich, B. 1989 Air pollution in terrestrial ecosystems and their restoration. En "Ecological assessment of environmental degradation, pollution and recovery" Ed. by O. Ravera. Elsevier for the Commission of the European Communities. Amsterdam. 276-290.
 - _____ 1980 Waldsterben: forest decline in west Germany. *Environ. Sci. Technol.* 4:24:436-441.
 - Vázquez, S. J. 1987 El saneamiento y la limpia forestal en el Desierto de los Leones. Departamento del Distrito Federal-Comisión Coordinadora de Desarrollo Rural. México. 24pp.

- Vogels, et al., 1988 Studies on Norway spruce (*Picea abies* Karst.) in damaged stands and in climatic chamber experiments. In "Acidification and its policy implication" Ed. by T. Scheider. Elsevier-Amsterdam. 171-186.
- Westman, L. 1974 Air pollution indications and growth of spruce and pine near a sulfite plant. *Ambio* 5:189-193.
- Whittaker, R. H. 1975 Communities and ecosystem. In "The physiological ecology of woody plants". Ed. by T.T. Kozlowski. Academic Press. USA. 657pp.
- Whitmore, M.E. 1985 Effects of SO₂ and NO_x on plant growth. In "Sulfur dioxide and vegetation". Ed. by W.E. Winner, H.A. Mooney, R.A. Goldstein. Stanford Univ. Press California. 281-296.
- Winkler, L. 1975 The role of neutral salts in the ion exchange between acid precipitation on soil. *Geoderma* 14:43-106.
- Work Group 2. 1982 U.S.-Canada memorandum of Intent in transboundary air pollution (August 2, 1980), Report No. 2F. USEPA., Office of Research and development, Washington, D.C. 224pp.
- Young, R.A. 1991 Introducción a las ciencias forestales. Limusa. México. 632pp
- Zoell, H.W. and R.F. Huell. 1988 Nutrient supply and forest decline in southwest-Germany. *Water, Air and Soil Pollution* 31:449-462.

XI. ANEXO I

Cuadro 9: Análisis de varianza del potencial de hidrógeno para la corteza de *Pinus patula* de la zona W (Cruz Blanca) durante cada temporada 1990 a 1993.

Año	pH/Temporada	1990	1991	1992	1993
1		S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2
0	(3.21) S2
0	(3.46) LL1
0	(3.06) LL2
1	(3.70) S1		.	.	.
0	(3.89) S2		.	.	.
0	(3.70) LL1		.	.	.
1	(2.90) LL2		.	.	.
1	(3.39) S1			.	.
0	(3.31) S2			.	.
0	(4.10) LL1			.	.
2	(3.73) LL2			.	.
1	(3.00) S1				.
0	(3.46) S2				.
0	(3.30) LL1				.
3	(2.81) LL2				.

Cuadro 10: Análisis de varianza del potencial de hidrógeno para la corteza de *Pinus patula* de la zona Este (Casa de Piedra) durante cada temporada 1990 a 1993.

Año	pH/Temporada	1990	1991	1992	1993
1		S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2
0	(3.14) S2
0	(3.40) LL1
0	(3.03) LL2
1	(3.23) S1		.	.	.
0	(3.39) S2		.	.	.
0	(3.19) LL1		.	.	.
1	(3.13) LL2		.	.	.
1	(2.80) S1			.	.
0	(3.01) S2			.	.
0	(3.39) LL1			.	.
2	(3.26) LL2			.	.
1	(3.39) S1				.
0	(3.70) S2				.
0	(3.00) LL1				.
3	(3.83) LL2				.

* Diferencia significativa al 5%

Cuadro 11: Análisis de varianza del potencial de hidrógeno para la corteza de *Abies religiosa* de la zona W (Cruz Blanca) durante cada temporada 1990 a 1993.

Año	pH/Temperada	1990	1991	1992	1993
1		S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2
9	(3.86) S2
9	(3.83) LL1
0	(3.80) LL2
1	(3.79) S1
9	(3.92) S2
9	(3.78) LL1
1	(3.48) LL2
1	(3.61) S1
9	(3.75) S2
9	(4.14) LL1
2	(3.88) LL2
1	(3.94) S1
9	(3.60) S2
9	(3.48) LL1
9	(3.97) LL2

Cuadro 12: Análisis de varianza para el potencial de hidrógeno para la corteza de *Abies religiosa* de la zona Este (Casa de Piedra) durante cada temporada 1990 a 1993.

Año	pH/Temperada	1990	1991	1992	1993
1		S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2
9	(3.84) S2
9	(3.81) LL1
0	(3.67) LL2
1	(3.68) S1
9	(3.67) S2
9	(3.84) LL1
1	(3.88) LL2
1	(3.88) S1
9	(3.88) S2
9	(4.14) LL1
2	(3.84) LL2
1	(4.08) S1
9	(3.88) S2
9	(3.88) LL1
9	(3.88) LL2

* Diferencias significativas al 5%

ANEXO II

Cuadro 15: Análisis de varianza para la conductividad eléctrica (microS/cm) en la corteza de *Pinus patula* de la zona W (Cruz Blanca) durante cada temporada 1990 a 1993.

Año	Cond/Temp	1990	1991	1992	1993
1	(206) S2	S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2
0	(201) LL1
0	(193) LL2
1	(278) S1		.	.	.
0	(266) S2		.	.	.
0	(146) LL1		.	.	.
1	(272) LL2		.	.	.
1	(184) S1			.	.
0	(177) S2			.	.
0	(177) LL1			.	.
2	(219) LL2			.	.
1	(192) S1				.
0	(200) S2				.
0	(188) LL1				.
3	(179) LL2				.

Cuadro 16 Análisis de varianza para la conductividad eléctrica (microS/cm) en la corteza de *Pinus patula* de la zona Este (Casa de Piedra) durante cada temporada 1990 a 1993.

Año	Cond/Temp	1990	1991	1992	1993
1	(303) S2	S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2
0	(195) LL1
0	(182) LL2
1	(300) S1		.	.	.
0	(280) S2		.	.	.
0	(285) LL1		.	.	.
1	(287) LL2		.	.	.
1	(287) S1			.	.
0	(246) S2			.	.
0	(280) LL1			.	.
2	(189) LL2			.	.
1	(400) S1				.
0	(210) S2				.
0	(189) LL1				.
3	(204) LL2				.

* Diferencias significativas al 5%

Cuadro 17: Análisis de varianza para la conductividad eléctrica (microS/cm) en la corteza de *Cupressus thuyifolia* de la zona Este (Caso de Piedra) durante cada temporada 1990 a 1993.

Año	Cond/Temp	1990	1991	1992	1993
1	(1829) S2	S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2
0	(2332) LL1
0	(1292) LL2
1	(1844) S1		.		.
0	(1488) S2		.		.
0	(1888) LL1		.		.
1	(1007) LL2		.		.
1	(1182) S1			.	
0	(1418) S2			.	
0	(1322) LL1			.	
2	(1483) LL2			.	
1	(1004) S1				.
0	(700) S2				.
0	(888) LL1				.
3	(1889) LL2				.

Cuadro 18: Análisis de varianza para la conductividad eléctrica (microS/cm) en la corteza de *Cupressus thuyifolia* de la zona Centro (Polaritas) durante cada temporada 1990 a 1993.

Año	Cond/Temp	1990	1991	1992	1993
1	(1181) S2	S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2	S1 S2 LL1 LL2
0	(1888) LL1
0	(847) LL2
1	(888) S1		.	.	.
0	(814) S2		.	.	.
0	(884) LL1		.	.	.
1	(724) LL2		.	.	.
1	(1888) S1			.	.
0	(1888) S2			.	.
0	(1817) LL1			.	.
2	(1884) LL2			.	.
1	(1888) S1				.
0	(1881) S2				.
0	(1788) LL1				.
0	(1888) LL2				.

* Diferencia significativa al 5%.