

00361



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

19
28

"Evaluación del contenido de plomo en Ramalina farinacea (L.) Ach. en el Volcán Ajusco D. F."

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

TESIS
Que para obtener el grado de MAESTRA EN CIENCIAS (Biología) presenta:
Bióloga María de los Angeles Herrera Campos

1990



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 está 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.

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

INDICE

RESUMEN	
INTRODUCCION	1
ANTECEDENTES	4
GEOLOGIA, GEOMORFOLOGIA, VEGETACION Y CLIMA DE LA CUENCA DE MEXICO	9
CONTAMINACION Y AREAS VERDES	12
I. Aeroparticulas en la Ciudad de México	12
II. Importancia de las áreas verdes	16
LOS LIQUENES COMO BIOINDICADORES DE LA PRESENCIA DE METALES PESADOS EN LA ATMOSFERA	21
I. Tipos de bioindicadores	21
II. La interacción de los metales con compuestos biogénicos	23
III. Acumulación de metales pesados por los líquenes	23
DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO	30
DESCRIPCION DE LA ESPECIE EN ESTUDIO	32
METODOLOGIA	35
1. Trabajo de campo	35
2. Trabajo de laboratorio	36
3. Trabajo de gabinete	37
RESULTADOS Y DISCUSION	39
CONCLUSIONES	55
REFERENCIAS	57

RESUMEN

Los objetivos del trabajo fueron: a) evaluar la concentración de plomo, cadmio y níquel en el líquen Ramalina farinacea, (L.) Ach. del bosque de Agave religiosa (HBK.) Cham. & Schul. del Volcán Ajusco, D. F.; b) describir la distribución de las partículas suspendidas totales (PST) y del plomo en la atmósfera en distintos puntos de la Ciudad de México y c) conocer la influencia de la ciudad sobre los bosques del Ajusco, como fuente de estos contaminantes, estudiando el patrón de circulación de vientos; bajo la hipótesis de que los metales detectados y cuantificados en el líquen tienen su origen en emisiones resultantes de diferentes actividades humanas realizadas en el Distrito Federal.

De un total de siete localidades muestreadas en cuatro ocasiones a lo largo de un año, en Ramalina farinacea se cuantificaron por absorción atómica plomo, cadmio y níquel, encontrándose para el primer metal concentraciones entre 5.9 y 21.6 $\mu\text{g/g}$; para el segundo de 0.12 a 0.32 $\mu\text{g/g}$, mientras que el nivel de níquel no rebasó el límite de detección de 1 $\mu\text{g/g}$. Se compararon los niveles del plomo y cadmio en ejemplares colectados en el lado N-NE con los de la vertiente S-SE del volcán sin encontrarse diferencias significativas.

A nivel celular, con una tinción de rodionato de sodio, se localizó el plomo cristalino y amorfo asociado principalmente a la pared celular de las hifas medulares y, de manera secundaria, a la pared de los fotorizontes; además algunos cristales se detectaron en la corteza superior del talo.

Por otra parte, del análisis del patrón general de circulación de los vientos en la ciudad, particularmente de las estaciones meteorológicas más cercanas a la zona de estudio, se observó un flujo predominante del noreste (NE) hacia el suroeste (SW) con magnitudes promedio entre 0.14 y 5.14 m/seg. Así mismo las distribuciones de PST y de plomo siguieron un gradiente de concentración NE-SW, que se intensificó durante el mes de diciembre.

Se concluyó que la presencia de plomo y cadmio en el talo de R. farinacea muestra que este especie funciona como detector de metales pesados presentes en el aire, en especial plomo y cadmio, infiriéndose que éstos, al estar asociados a la fracción submicrométrica del material particulado atmosférico, son transportados siguiendo la circulación predominante.

INTRODUCCION

El área urbana de la ciudad de México abarca alrededor de 660 km², zona en la cual se emiten a la atmósfera aproximadamente 4 000 toneladas diarias de gases tóxicos que en ocasiones pueden llegar a 10 000, alcanzando como promedio anual 5 millones de toneladas (Raposo et al., 1982; Bravo et al., 1983).

Las serranías del sur de la ciudad de las que forma parte el volcán Ajusco, impiden la salida lateral del aire cargado de contaminantes, que circula de norte a sur; por lo que emprender estudios sobre el estado de los organismos que habitan el Ajusco y la concentración de contaminantes en ellos, es de utilidad para inferir la extensión del área afectada por la contaminación atmosférica que genera la ciudad.

Tratándose de un estudio acerca de los metales como contaminantes atmosféricos, los líquenes epífitos presentan ventajas sobre otros organismos porque toman los metales presentes en la atmósfera directamente de la precipitación húmeda y/o seca durante su nutrición mineral así por encima de sus necesidades fisiológicas reduciendo de esta manera el efecto de sustancias provenientes del suelo (LeBlond y Sloover, 1970; Pilegaard, 1978; 1979).

La concentración de los metales en la biota guarda una relación con el nivel en que se presentan en el ambiente. Existen estudios sobre el uso particular de diferentes tipos de plantas y líquenes como indicadores de problemas de contaminación del aire (Tomassini

et al., 1976; Puckatt, 1976; Rao et al., 1977; Pakarinen y Rinne, 1979; Hernández et al., 1982; Hernández y Bauer, 1984; Loberelli y Heimes, 1988). En dichos trabajos se ha mostrado la pronta detección de estos problemas a través tanto de la bioacumulación como de los síntomas característicos desarrollados en los organismos. Los efectos de estos contaminantes en los bosques pasan inadvertidos hasta que llegan a casos extremos (Brown, 1982; Gilbert, 1983; Ruhling y Tyler, 1973; Garty et al., 1977; 1985; Fuchuz y Garty, 1983; Garty, 1988).

De lo anterior se desprende que la importancia de considerar a los líquenes para el monitoreo atmosférico radica en que, además de conocer la amplitud de concentración de cierto contaminante bajo la cual es posible que el organismo viva, se puedan conocer también los daños fisiológicos que le causan y no centrar la atención sólo en los niveles que alcanza el contaminante en el ser vivo (LeBlond y Esp., 1973; Nieboer et al., c.d.; Richardson y Nieboer, 1983; Brown y Becket, 1984).

En este caso particular se eligió a Ramalina farinacea (L.) Ach. por su abundancia y amplia distribución en el bosque de Abies religiosa (HBK.) Cham. & Schul. del Ajusco, además de que es relativamente fácil de reconocer en el campo.

Dado que el Ajusco es un parque nacional donde no hay industria ni tráfico vehicular importante, el plomo y el cadmio asociados a material particulado ahí detectados a través de R. farinacea, deben ser transportados por las corrientes aéreas, desde las

ANTECEDENTES

El empleo de los líquenes en las evaluaciones ambientales de zonas industriales o cercanas a fuentes importantes de contaminación puede ser considerado bajo distintas orientaciones según el criterio de Hawksworth y Rose (1970):

10. Elaboración de mapas detallados de distribución de especie seleccionadas.

20. Transplante de líquenes de zonas de baja contaminación a regiones con altos índices, registrando el tiempo que tardan en morir.

30. Elaboración de índices de pureza atmosférica (IPA) basados en la sensibilidad de las especies particulares utilizadas como monitores.

40. Elaboración de escalas de zonas de distinto nivel de contaminación basadas en la vitalidad y número total de especies en cada región.

50. Estudio tanto de los daños visuales y fisiológicos ocasionados por la contaminación a los organismos, como de los procesos de absorción de los contaminantes.

LeBlond y Glover (1970) describen un método de mapeo de los efectos de los contaminantes sobre musgos y líquenes epífitos de grandes ciudades industriales y sus alrededores, presentando también un índice de contaminación atmosférica basado en el número de especies presentes, su cobertura y su frecuencia; además de una expresión cuantitativa de su tolerancia.

Filesaard (1978) utiliza el líquen Lecanora conizaeoides Cromb. como monitor de metales (Ca, Cd, Cr, Fe, Mg, Mn, Pb y Zn) en zonas próximas a fuentes industriales. También estimó los niveles de SO₂ utilizando la distribución de distintas especies de líquenes con diferente sensibilidad al contaminante y finalmente hace una comparación de variaciones regionales y con respecto a la distancia a las fuentes, encontrando que la contaminación del aire alcanza elevadas concentraciones de metales pesados aún a 0 km. de la zona industrial.

En 1979 este autor evalúa en trasplantes del líquen Hypogymnia physodes y el musgo Licetia ciliata el contenido de Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en los alrededores de una planta de acero a distintos tiempos y encuentra que las briofitas acumulan más rápidamente que los líquenes.

Filesaard et. al. (1979) analizan el contenido de Cr, Cd, Cu, Ni, Pb, V y Zn en musgos y líquenes epífitos y lo consideran reflejo de la deposición ambiental de estos elementos en tanto que el Fe y el Mn no reflejan esta condición. Su objetivo es analizar el patrón de variación del contenido de estos metales en los organismos de zonas rurales y comparar su capacidad de acumulación.

Siguiendo la tesis de que es posible deducir los niveles de contaminación del aire a partir de sus efectos sobre la vegetación, Hawksworth y Rose (1970) plantean una escala

cuantitativa de la contaminación por SO_2 estimada a partir del estudio de líquenes epifitos. La escala abarca desde 170 μg hasta "Fuerte" atendiendo a la presencia de determinadas especies.

Groenink y van't Hof (1961) estudian los efectos del SO_2 sobre las tasas de flor a distintos niveles de bioindicadores (organismos) y sisteman anotando en el caso particular de los líquenes los cambios morfológicos y en otros rasgos relacionados con la distancia a la fuente emisora del contaminante.

Finalmente, Lewis y Hale (1971) comparan los daños que ocasiona la contaminación por SO_2 al crecimiento de varios del tipo Fraxinaria umbilicaria (L.) Fr. Hale.

Reed et al. (1977) realizan un estudio sobre contaminación por metales pesados en líquenes y briofitas abarcando aspectos de la absorción y acumulación de estos contaminantes, considerando distintos factores que afectan estos procesos: modelos de acumulación, respuesta a la toxicidad, tolerancia y detoxificación, contemplando el papel y el monitoreo con estos organismos.

Finalmente Nieber et al. (1976) investigan los mecanismos de absorción de Ni por el líquen Umbilicaria umbilicaria (Ach.) Tuck y plantean un modelo considerándolo como parte de un proceso físico-químico.

En México poca atención han recibido los líquenes, la mayoría de los trabajos son de carácter florístico, entre los cuales podemos

citar a Brizuela y Guzmán (1971); Dávalos et al. (1972); González de la Rosa y Guzmán (1976); Coutiño y Mojica (1982; 1985); Guzmán-Dávalos y Álvarez (1987) y Vera (1981) quien además de presentar una lista florística de líquenes del estado de Morelos hace una distinción de la actividad de estos organismos como agentes de intemperismo biogeofísico y biogeoquímico y su importancia en la formación de suelo, haciendo un análisis químico del contenido de distintos elementos en el talo.

Por otra parte, el Volcán Ajusco ha sido estudiado desde varios puntos de vista, ya sea considerando parte de la fauna que lo habita, particularmente los mamíferos (Aranda et al., 1980) o las plagas asociadas a sus zonas agrícolas (González, 1980) o desde un punto de vista botánico analizando su composición florística (Benitez, 1985).

Sin embargo, por su enfoque es de particular interés el trabajo de Hernández et al. (1982) en el cual se hace una evaluación del daño ocasionado por gases oxidantes de la atmósfera de la ciudad de México en pinos y avens de este lugar, a fin de determinar la sensibilidad específica del primer grupo y detectar la sintomatología del daño en la planta cultivada.

Así mismo, Hernández y Bauer (1984) realizan un estudio para cuantificar la evolución del daño por gases oxidantes en Pinus hartwegii Lindl. y P. monterumae var. lindleyi Lamb. durante dos años consecutivos.

Finalmente, en 1986 Nieto hace un reconocimiento del estado sanitario del arbolado de El Ajusco identificando los síntomas y las relaciones con caracteres dasométricos y ecológicos de los ejemplares afectados .

GEOLOGIA, GEOMORFOLOGIA, VEGETACION Y CLIMA DE LA CUENCA DE MEXICO

La Cuenca de Mexico está localizada en la parte meridional de la Altiplanicie Mexicana, entre los paralelos $19^{\circ}29'00''$ y $20^{\circ}09'12''$ de latitud norte, $99^{\circ}30'00''$ y $99^{\circ}29'00''$ de longitud oeste, cubren con una superficie de 2 517 km² (Valencia, Aguilar, 1977).

Representa un sistema de elevaciones y depresiones de edades geológicas que tienen su origen en procesos volcánicos, partir del Eoceno Superior al Pleistoceno Terciario, se extienden sobre el núcleo oriental del Eje Volcánico, aludiéndose en pequeñas y grandes cuencas en diferentes niveles, de tres cuencas principales meridional, septentrional y norte central, en general constituye una cuenca cerrada o endorreica conformando de origen una serie de mesetas.

Hacia el oriente le limita la Sierra de San Mateo (Tepic-Tepic) a latitudes 5 747 y 5 284 metros respectivamente; al sur la Sierra del Chichinautzin y el Ajusco con una altitud de 2 800 y 2 900 metros; al occidente Monte Alto, Monte Barril y la Sierra de las Cruces con una altura aproximada de 3 600 metros al norte, la Sierra de Teotitlán y la de Tepetitlán y Toluca, así como los montes empinados de Pedregal, con una altura máxima de 1000 mts., sobre el nivel del mar; al oriente nuevamente con la barrera de las Pitayas, Tlatelchilca, Chichinautzil, Tepicán y Chalchicomula; en la parte central la Sierra de Guadalupe al norte, la de Santa Catalina al Sur, dividen internamente a la cuenca López-Pedregal.

1987; Mosser, 1987; Valverde y Aguilar, 1987; Fig. 1).

En lo que se refiere a la vegetación a partir del piso superior de los componentes arbóreos, Melo y Oropeza en 1987 distinguen los siguientes tipos: bosque de enebros, bosque mixto de latifoliadas y coníferas, zacatonales, matorral arbustivo de encino, matorral de palo loco, matorral de Opuntia, matorral de Hechtia y las agrupaciones helófilas; además que también consideran los bosques artificiales de eucaliptos, casuarinas, álamos, sauces, entre otros, así como los cultivos agrícolas.

En general la cuenca tiene un clima subtropical de altura distinguiéndose dos estaciones climáticas: secas y lluvias, de noviembre a abril y de mayo a octubre, respectivamente. Durante la primera predomina sobre la cuenca una circulación de NW, W o SW, intensificándose hacia la tropopausa donde alcanza unos 100km/hora, formando la "corriente de chorro" que se ubica durante esta época hacia el norte de la ciudad influyendo, mientras tanto a niveles superficiales las masas polares procedentes de Norteamérica y el Pacífico norte; estas masas son por lo general aire polar continental y producen un tiempo frío y ventoso con poca nubosidad, aunque en ocasiones se registra el paso de tormentas invernales que provocan descensos en la temperatura y aumento de la nubosidad y finalmente lluvias ligeras durante varios días. Durante esta estación prevalecen cielos despejados y periodos de calma en las capas superficiales de aire (100-200m) sobre todo por la noche y las primeras horas de la

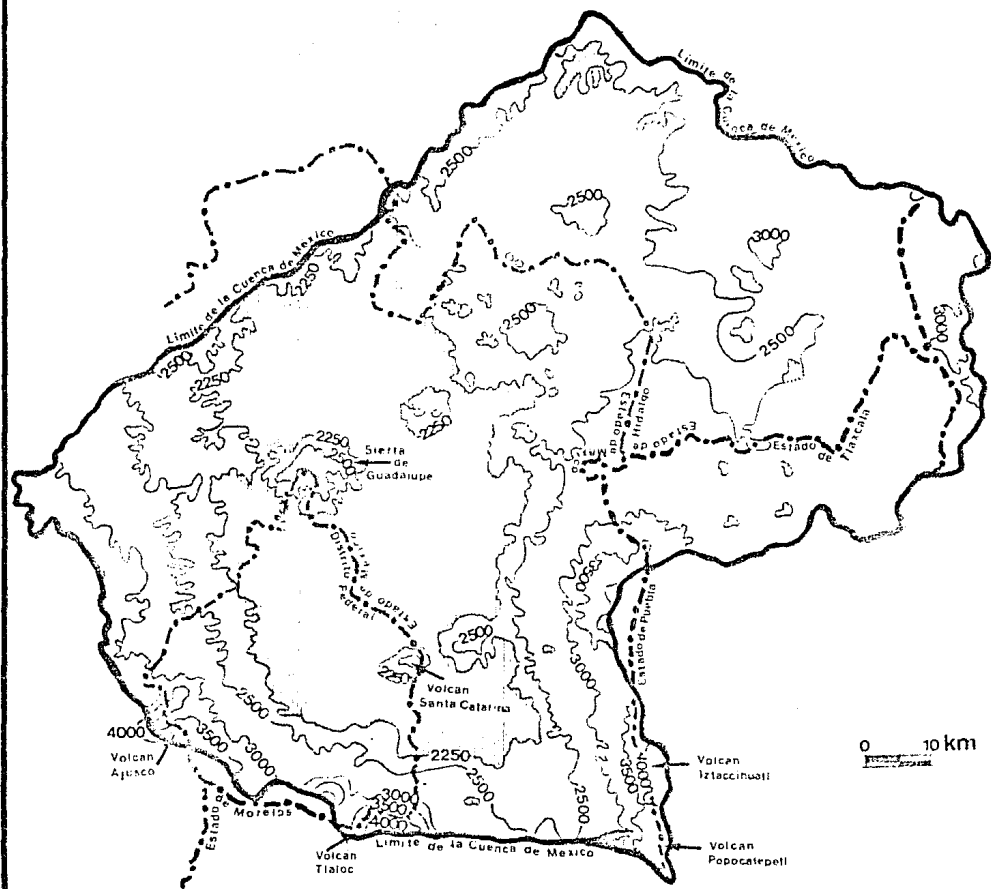


Figura 1.- Serranías de la Cuenca de México

SIMBOLOGIA

□ ZONA URBANA

del Este. En la segunda mitad, durante los meses de febrero a abril, las sequedas de la corriente hacia el oeste provocan la intensificación del viento ocasionando considerable polvareda, sin embargo durante esta época los vientos del oeste se debilitan gradualmente hasta dar paso a la corriente de los alizos (Auregan, 1987).

Atendiendo a las condiciones de marzo-abril, en el trabajo anteriormente citado, se elevaron seis esquemas de modificación de la Ciudad de México, a saber: 1) precipitación, temperatura, humedad, ventilación, contaminación del aire y zonas climáticas.

CONTAMINACION Y AREAS VERDES

I. AEROPARTICULAS EN LA CIUDAD DE MEXICO

En este trabajo se considera a la Ciudad de México como una enorme fuente de Área de contaminantes que no sólo afecta a la metrópoli misma sino a los bosques de las sierras que la circundan.

El desarrollo industrial y urbano acelerado ha ocasionado el deterioro considerable del ecosistema de la Cuenca de México, marcado principalmente por la deforestación desmedida, la desecación de los lagos y la explotación de materiales autóctonos para la construcción; simplemente se han requerido grandes obras de ingeniería como el tajo de Nochistongo y el Drenaje Profundo que modifican de manera definitiva el carácter endorreico de la cuenca transformándola en una zona drenada con deficiencia en el abastecimiento de agua, y, en conjunto, en un ecosistema urbano negativo o anticossistema o ecosistema artificial (Riva, 1987; Sunkel, 1980).

Tan solo los cambios en la configuración superficial de una región son suficientes para modificar los elementos climatológicos de la misma, pero los más importantes y significativos son los ocasionados por la actividad industrial y comercial (Jáuregui, 1971).

Los efectos que las ciudades provocan en el clima local donde se asientan son: a) contrastes térmicos urbano-rurales que provocan el conocido fenómeno de la isla de calor nocturna; b) la

El aumento de la contaminación del aire en la ciudad de México durante la última década se debe al aumento de la actividad industrial y al aumento de la circulación de vehículos en las zonas de alta densidad de edificios. La contaminación del aire en la ciudad de México se debe a la actividad industrial y al aumento de la circulación de vehículos en las zonas de alta densidad de edificios. La contaminación del aire en la ciudad de México se debe a la actividad industrial y al aumento de la circulación de vehículos en las zonas de alta densidad de edificios.

La contaminación atmosférica se origina principalmente por las emisiones de los vehículos, las industrias, las centrales eléctricas y los edificios. Las emisiones de los vehículos son la principal fuente de contaminación en la ciudad de México. Las industrias y las centrales eléctricas también contribuyen a la contaminación del aire. Los edificios emiten dióxido de carbono y otros gases de efecto invernadero. La contaminación del aire en la ciudad de México se debe a la actividad industrial y al aumento de la circulación de vehículos en las zonas de alta densidad de edificios. La contaminación del aire en la ciudad de México se debe a la actividad industrial y al aumento de la circulación de vehículos en las zonas de alta densidad de edificios.

Para la medición de la calidad del aire en la ciudad de México se utilizan estaciones de medición y sensores. En 1995, se inició la medición de la calidad del aire en la ciudad de México. Desde entonces, se han establecido varias estaciones de medición y sensores. La medición de la calidad del aire en la ciudad de México se realiza a través de estaciones de medición y sensores. La medición de la calidad del aire en la ciudad de México se realiza a través de estaciones de medición y sensores.

Noreste: zona más expuesta a las tormentas durante marzo-abril, mayo, agosto y septiembre el contaminante dominante fue el polvo PST; en febrero PST y O_3 ; en julio el SO_2 y PST actuando sinérgicamente y en octubre predomina el SO_2 .

Noroeste: se ubican las zonas industriales de Tlanepantla, Naucalpan y Vallejo; de calidad de aire generalmente buena y satisfactoria debido a la circulación del viento de norte a sur, encontrándose al CO y NO_2 como principales contaminantes.

Centro: de enero a mayo mayores concentraciones de O_3 resultó más abundante y las PST en la época de tormentas, y de junio a octubre el SO_2 .

Sureste: de febrero a mayo y durante agosto prevalecen las PST y el O_3 transportado por el viento desde el centro de la ciudad.

Suroeste: es la zona de mayor porcentaje de días no satisfactorios debido a la alta concentración de O_3 procedente del centro.

Según la misma Secretaría, el desarrollo urbano, el industrial y el incremento en el tránsito vehicular en la década 1974-1984 ha provocado que los promedios anuales de PST y SO_2 prevalezcan en altas concentraciones en las zonas noreste y sureste de la ciudad, incrementándose en el área NE (1974: de $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 1984; y en la zona SE de $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$

en 1974 a $340 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 1984. Jáuregui (1987) también considera que puede establecerse una zonificación de la ciudad por contaminación atmosférica particularmente por SO_2 y afirma que en el centro de la ciudad se ubican los niveles más altos debido al elevado tránsito vehicular, siguiendo en concentración la zona de Malvesto. Por otro lado, la concentración de contaminantes fotoquímicos depende de la hora del día, además que son transportados siguiendo el patrón NE-SW; por lo que esta región presenta las concentraciones de O_3 más altas alrededor o poco después del mediodía. Finalmente en cuanto al polvo, éste alcanza mayores concentraciones en las áreas E y N cercanas a las fuentes de emisión naturales, tanto en la época de sequas como en la de lluvias.

Las partículas son abundantes también áreas industriales, en donde al igual SO_2 resulta en un 70% de dichas actividades, y son consideradas un grave riesgo para la salud, entre otras cosas, debido a la presencia de productos orgánicos potencialmente cancerígenos y/o mutágenos como el *o*-bencopirano.

En sentido amplio, la fracción particulada suspendida en la atmósfera es un grupo no definido claramente, abarca desde partículas vivas (células vegetativas, y propágulos así como partículas no vivas de composición tanto orgánica como inorgánica, con un diámetro que va desde 0.1 a $100 \mu\text{m}$.

Se han encontrado metales pesados en forma particulada en la atmósfera de distintos lugares, específicamente en zonas

urbano-industriales en donde se realizan actividades como la minería y fundición de metales, combustión de petróleo y derivados, manufactura y proceso de artículos metálicos y derivados, producción de cemento, manejo de desechos y de drenajes industriales a cielo abierto, uso de fertilizantes y plaguicidas y diversas actividades que ocasionan la erosión del suelo; así como aquéllas que van en aumento conforme se incrementan las alternativas de uso de los metales como estabilizadores térmicos, en la fabricación de lubricantes y en la industria de la cerámica y eléctrica (Beijer y Jernelöv, 1979b; Friber et. al., 1979a y b) actividades que se realizan en la Cd. de México y área conurbada.

Los metales pesados en la atmósfera pueden ser dispersados a diferentes distancias de las fuentes dependiendo de la fracción particulada a la que están asociados, gruesa o fina, lo que a su vez determina, junto con las condiciones meteorológicas, la topografía y la vegetación, la distancia a la que lleguen. Aquéllos en forma de partículas grandes se depositarán en los primeros 10 km a partir de la fuente; sin embargo debe agregarse que en la fase gaseosa se dispersan metales como Hg, As, Cd, Pb, Sb, Se y Zn como parte de la fracción fina (Beijer y Jernelöv, 1979a).

II. IMPORTANCIA DE LAS ÁREAS VERDES URBANAS

Una medida ampliamente aceptada para contrarrestar los efectos de la urbanización sobre el clima es el mantenimiento de áreas verdes

de que mejorar el ambiente a través del efecto que ejercen sobre los principales factores meteorológicos alterados por la urbanización a saber: temperatura, radiación, circulación del viento y humedad relativa; lo que consecuentemente afecta la concentración de contaminantes atmosféricos ya que actúan también como eficientes áreas de inactivación.

Independientemente de la definición que se haga de las áreas verdes: islas de vegetación urbana, existe en la literatura un amplio grupo de trabajos que tratan con los efectos de éstas sobre el ambiente que son del tipo de radiación, particularmente de la atmósfera considerando como áreas verdes: bosques e las parques públicos, las barreras de árboles y arbustos, los cultivos y hortalizas, las plantas de ornato tanto en jardines particulares como en balcones.

La vegetación modifica la temperatura urbana de dos maneras: a) al reducir la radiación que llega a la superficie, ya que las hojas la interceptan, absorben y transmiten por reflexión de la evapotranspiración (Sia, Barera, 1971). La temperatura por debajo del dosel en un día de sol se distribuye, lo que sucede en calentamiento intenso de la superficie durante el día consecuentemente una disminución de la intensidad de las radiaciones de calor nocturnas.

De todas partes de la ciudad fluye el aire hacia el centro, este aire está cargado de impurezas, las áreas verdes situadas en

dirección del viento interrumpen este abastecimiento -térmicamente inducido- desde las zonas periféricas debido a que lo enfrían, lo limpian y enriquecen de O₂; este aire fresco es liberado hacia las zonas de edificios adyacentes a la vegetación.

Los árboles y arbustos controlan el viento por obstrucción, orientación, deflexión y filtración, reduciendo su velocidad entre un 75 y 95% (Gray y Benke, 1978). Así pues, son utilizados como barreras de contención en espacios abiertos, y/o a los lados de las carreteras. En estos casos la altura de los árboles, su grosor, el arreglo con los arbustos es lo que determinará la protección que proporcione y la distancia que cubra.

En general, la presencia de vegetación es importante para mantener el ciclo hidrológico en las ciudades ya que al interceptar la lluvia, limita el escurrimiento, incrementa la infiltración y el mantenimiento de los mantos acuíferos, disminuye el volumen y velocidad de los escurrimientos y la erosión del suelo, así como la producción de sedimentos en áreas expuestas (Ganders, 1986). Estos efectos de la vegetación están condicionados por el tipo de suelo, su contenido orgánico, la topografía, la intensidad de la precipitación, la composición de la vegetación, el tipo de hojas, de corteza y los patrones de ramificación; atendiendo a estos últimos factores se ha afirmado que las coníferas son más eficientes en este aspecto que las angiospermas.

En la actualidad se tiene considerable evidencia acerca de la importancia de la vegetación en la remoción de distintos

contaminantes atmosféricos (Barnatsky y Hill, 1973; Grey y Denske, 1973; Hicks y Wesely, 1982). Sin embargo, la interacción vegetal-atmósfera a través del intercambio gaseoso ya se conocía tiempo atrás (Bennet y Hill, 1973; O'Dell et al., 1979). En este sentido se han publicado numerosos trabajos acerca de cómo realizan los vegetales la absorción de los contaminantes; así como de las modificaciones que sufren las corrientes de aire al chocar con las plantas (Bennet y Hill, 1973; Spindlove et al., 1981).

La remoción de aerosoles, por la vegetación, al igual que del resto de los contaminantes, está influenciada por la circulación turbulenta que se establece dentro de la cubierta vegetal, lográndose una reducción hasta del 50% por filtración y/o impactación. Spindlove et al. (1981) consideran que, debido a que los movimientos turbulentos son más importantes dentro del global, la remoción de las partículas se lleva a cabo más por impactación que por filtración.

Se sabe que las plantas liberan grandes cantidades de compuestos orgánicos volátiles, particularmente terpenos (Pinner y Dalman, 1983), lo que podría esgrimirse como argumento alarmista en torno a las áreas verdes, sin embargo Rasmussen (1972), quien ya había detectado la producción de estos compuestos, además de ácido sulfhídrico (H_2S) y amoníaco (NH_3), menciona que son utilizados por algunas poblaciones de hongos, así como por la comunidad microbiana epífita, como única fuente de carbono. También menciona que estos compuestos orgánicos volátiles de la atmósfera son

and the other two sides are equal to the third side, then the triangle is equilateral.

and the other two sides are equal to the third side, then the triangle is equilateral.

LOS LIQUENES COMO BIOINDICADORES DE LA PRESENCIA DE METALES PESADOS EN LA ATMOSFERA

1. TIPOS DE BIOINDICADORES

La concentración de una sustancia tóxica de origen ambiental en un sistema biológico ya sea órgano, individuo, población o nivel trófico, es función de la emisión, dilución, absorción y eliminación de tal sustancia.

Existen dos niveles de bioindicadores de contaminación en regiones próximas a zonas industriales y/o urbanas: 1) a nivel organismos y 2) a nivel de sistemas; y las categorías de bioindicación son: de escala (presencia o ausencia del organismo); verdadero (manifestación del daño proporcional a la concentración y al tiempo de exposición al contaminante) y acumuladores (con o sin daño aparente).

A nivel de sistema se requiere investigar los procesos que pueden ser afectados por los contaminantes a largo plazo en todo el ecosistema. A nivel de organismo, particularmente los musgos y los líquenes exhiben cambios en su crecimiento, morfología, fisiología, y speriencia que pueden indicar posibles alteraciones en el sistema, ya que se ha observado que estos organismos funcionan como indicadores de escala y verdaderos y que tienen la capacidad de acumular diferentes metales pesados inclusive aquéllos presentes a nivel traza (Heck y Anderson, 1980; Grodzinsky y Yorks, 1981).

II. INTERACCION DE LOS METALES CON COMPUESTOS BIOGENICOS.

Los metales son elementos que han estado presentes en el ambiente de manera natural, por ejemplo como parte de la corteza terrestre, y a menudo son esenciales para los seres vivos; sin embargo, considerándolos como contaminantes de la biósfera, no son destruidos, sino que sufren cambios en su estructura química, lo que puede hacerlos más o menos tóxicos en términos de su disponibilidad para los seres vivos; en lo que respecta a su toxicidad se explicará en función de la interferencia que tengan en los sistemas bioquímicos (Friser et al., 1979b; Dauterman y Hodson, 1980).

Atendiendo a las interacciones que los metales establecen con distintos compuestos biogénicos, estos han sido agrupados de la siguiente manera:

1. Clase A. Iones de intercambio rápido con compuestos biológicos, que tienden a formar complejos relativamente inestables con el orgánico y que reaccionan rápidamente con el agua, como el Na, K, Mg, Ca, Li, Ce, Pb, Sr y Ba.

2. Clase intermedia. Iones de intercambio medio que muestran fuerte afinidad por grupos que contienen O, N y S; se les encuentra como iones libres en solución (Mn II, Fe II, Co II, Ni II, Cu II, Zn II y Pb II).

3. Clase B. Iones de intercambio bajo y de fuerte afinidad por grupos con N y S; forman complejos estables e insolubles en agua (Cu I, Tl (I), Cd II, Ag I, Au I y Hg I).

Los elementos más reactivos son generalmente los más tóxicos. Por lo tanto, las plantas más difíciles de dañar ya que pueden ejercer efectos dañinos son las concentraciones relativamente bajas. (Folow et al., 1968).

En los líquenes se ha observado la preferencia por los iones de amonio y nitrato en la siguiente secuencia: los metales de la clase monovalente A_1 > la clase divalente A_2 > los elementos divalentes "intermedia" > la clase di valente B . Los elementos de la primera clase incluyen, entre otros, el calcio, el sodio y el potasio de la clase B Ca, Na, K (Folow y Gohari, 1967).

1.1.1. ACUMULACION DE METALES PESADOS POR LOS LIQUENES

La deposición atmosférica representa un importante mecanismo para el entrada de los metales pesados a los bosques.

Existen diferencias respecto a la toxicidad y fijación que depende de las condiciones en las que se encuentran las esporas y la formación de líquenes metales se pueden fijar en la superficie del coral. (Folow et al., 1968). Los líquenes pueden absorber los metales pesados que los ácidos orgánicos naturales forman sales con los metales reduciendo la toxicidad. La toxicidad depende de la acumulación de estos por las plantas. (Folow et al., 1968). El estudio del coral, árboles, etc. se han observado el mismo de los líquenes (Folow et al., 1967). La fijación se favorece por la lluvia ácida. Los líquenes que crecen en las superficies absorben los metales directamente de la atmósfera y en general la concentración en sus talos está determinada por la

concentración de estos elementos en la atmósfera; la capacidad de absorción y determinadas características de los líquenes y briofitas como el carácter estohídrico, así como el hecho de que están sujetos a fases de secado secuencial; por las características de la pared celular; la relación superficie vegetal/masa total; la capacidad de intercambio iónico; tiempo de exposición y la distancia a la fuente emisora (Rao *et al.*, 1977). Algunos autores como Nieboer *et al.* (1976d) consideran que el metal acumulado puede variar con el sustrato, además de las diferencias que se encuentran de una especie a otra.

Por otra parte, el dióxido de azufre o el ácido sulfúrico contenido en el agua de lluvia aumenta la solubilidad de las sales metálicas, lo que facilita e incrementa su absorción por líquenes. Esta precipitación provoca cambios en las propiedades químicas de dichos organismos y de su sustrato debido a que este pH aumenta la concentración de H_2SO_4 que disminuye tanto la capacidad amortiguadora de la corteza como el pH de las epifitas, aumentando la concentración de los metales en éstas últimas así como la pérdida de clorofila (Rao *et al.*, 1977).

Sin embargo Nieboer *et al.* (1976d) consideran que a pH bajos los protones pueden competir exitosamente con los metales por los sitios de unión y así reducir su incorporación.

Los líquenes son organismos perennes que absorben agua y nutrientes muy eficientemente, pudiendo concentrar en sus talos sustancias solubles como las sales metálicas, quedando algunas de

esta, inmediatamente en un sitio donde se realice la fotosíntesis. La absorción de estos metales se lleva a cabo, principalmente, a través de la superficie del talo y en menor escala por los rizados. La acumulación se da a nivel de células algales (de paradas y feler 1980 y al. 1977).

La remoción y transformación de los metales puede darse a través de los microorganismos -bacterias, hongos- algas- de los cuales se conocen su capacidad de absorber metales pesados en forma iónica. Un ejemplo puede darse de nuevo a través de tres diferentes procesos: la adsorción, la adsorción intracelular y la transformación química de los metales pesados. Los microorganismos a su vez se forman de complejos orgánicos mediante la metilación, la quelación en grupos orgánicos particulares, donde la estabilidad de los productos dependerá de las propiedades del ion metálico.

Los procesos I y II remueven de la partícula adsorbida de organismos metabólicamente activos, mientras que la adsorción bioquímica se lleva a cabo en la transformación del ion metálico con grupos funcionales de los colivores que integran la pared celular, independientemente de la actividad biológica. Tales grupos funcionales de la pared celular pueden incluir: aminas, amidas imidazoles, nitro-oxo, carbonilos, forfatos, tioles, tio-éteres, entre otros (Lavelle al. 1980; Green et al. 1980; Crist et al. 1981).

Aunque aun estas por sí mismas no son los mecanismos de incorporación

de los metales. Thompson (1967) citado por Fin et al. (1977) sugiere que los ácidos que se concentran en la corteza tienen actividad quelante, pero no indica claramente cuándo la absorción es por quelación o por iones metálicos sencillos que reaccionan con las células. Este ácido quisiera saber cómo una resina sensible a este último proceso. De constante. Hopper et al. (1978) consideran que con los metales no son extraídos por acción osmótica. También presentes en los líquidos no tienen papel alguno en la incorporación de estos elementos sin esperar reconocer que los niveles de hierro se encuentran a niveles de otras células.

En la interacción de los metales con los grupos mencionados anteriormente se dan desde enlaces electrostáticos débiles (por ejemplo con las tierras alcalinas) los alcalinos fuertes enlaces de coordinación de ciertos metales de transición con ligandos como el O, N y S, complejas reacciones de oxidación-reducción con los metales nobles (Crist et al. 1988).

En el fenómeno de absorción por características las interacciones químicas entre ciertos reagentes de la pared celular y los cationes metálicos.

Ha sido observado que la absorción de los metales no es afectada por los inhibidores de las vías enzimáticas de la respiración, fosforilación y glucólisis, por la temperatura o la concentración de oxígeno además de la incorporación de metales por tales sustratos, lo que evidencia que no hay relación con el metabolismo

del líquen, esto es, que se trata de un proceso fisicoquímico, por lo menos a nivel extracelular, es decir de adsorción.

En el caso de la incorporación de metales como el Zn y el Cu intervienen otros mecanismos (Johnson y Nyker 1966; Nieboer *et al.* 1976b). Se ha concluido que el proceso de absorción es un intercambio iónico modificado por la formación de complejos metal-iónicos y ha sido establecido por Tuominen (1967) que cuando se absorbe un ion metálico se liberan cationes o protones como en el caso del Zn (Nieboer *et al.* 1976b) y la selectividad catiónica del talo asemeja a la de un intercambiador catiónico ordinario: prefiere los iones bivalentes a los monovalentes (Tuominen y Saakola, 1973). Al respecto, se ha observado que los iones divalentes tienden a desplazar a los monovalentes porque se establece con los sitios de unión un equilibrio mucho más rápido pudiendo quedar los restantes disponibles para la célula. Este rápido proceso pasivo implica la unión reversible de estos cationes a sitios aniónicos de la pared celular con desplazamientos de elementos previamente unidos tan precisos estequiométricamente que cada catión divalente desplaza a otro divalente o a dos monovalentes (Brown y Beckett, 1964).

Estos últimos autores consideran que en la incorporación de los metales por el líquen además de los procesos descritos anteriormente, que son de carácter fundamentalmente extracelular, está implicado un proceso previo de atrapamiento de partículas

relatiónta a los elementos que constituyen el sistema elemental, en la superficie del talo. Los procesos posteriores o de absorción intracelular en el cual raciones suministradas adicionalmente desfilan a elementos ya presentes en los sitios extracelulares, como en el caso de espículas del *Neurospora* (Lillman) para los que se demostró que la absorción intracelular no es un proceso a través del tiempo, mientras que el *Cl. arrabida* siempre se equilibra rápidamente.

Este mecanismo de absorción se realiza en presencia del líquido de nutrientes dentro de un sistema de absorción, suministrado por el medio, tras la zona de absorción para la cual el sistema puede ser limitado por otros factores como el tamaño del talo, las nuevas intakes durante la absorción intracelular del *Cl. arrabida* extracelular.

Según el Dr. Lillman se realizaron experimentos con *Neurospora crassa* en la absorción de azúcar, a través un modelo de intercambio iónico considerando el área del talo que se encuentra sumergida en el agua. Por distribución se asume a lo largo de cuatro tonos de la A_1 a la A_4 donde está distribuido el agua de la solución que rodea al talo. Particularmente a la zona A_1 es la que se difunde a lo largo de un gradiente por la que pasan los iones de calcio y otros iones a la zona de reacción (II) en la cual los grupos funcionales se los sitios de unión son sencillos. Este proceso se supone a tiempo limitado y determina la tasa de incorporación del material finalmente la zona A_1 que corresponde

propiedades de la pared celular para el intercambio iónico. Este proceso alcanza un equilibrio de intercambio que corresponde al balance de masa de los elementos en la pared.

DESCRIPCIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO

El Volcán Sabosa está localizado en la latitud de Tlalisco el 28 del 11, en la ladera del Cerro de Tlalisco del Euzaco entre los 10° y los 10°11' latitud norte y entre los 99°15' y 99°20' longitud oeste. Limita al norte y al este con las delegaciones Alvaro Obregón y Cuicatlan de Zaragoza con las delegaciones Montemalco y Milpa Alta al sur con la delegación Mexicaltlan y con el Estado de Morelos al suroccidente. Tlalisco está rodeado por la cascadas de las cerros a las cuales se conoce como cascadas formadas por cascadas de cerros.

El clima del lugar es de tipo templado con la presencia de lluvias débiles invernalmente para la delegación de Tlalisco. El género de clima es de tipo templado se caracteriza por ser templado subhúmedo con lluvias débiles. Este género climático se conoce con los nombres: Páramo, Los Páramos, Cumbre de Tlalisco y los cerros, Santa Tlalisco, Mexicaltlan y los cerros de Tlalisco. Este clima se conoce con los nombres: Páramo, Los Páramos, Cumbre de Tlalisco y los cerros.

El clima se caracteriza por ser templado con lluvias débiles. El clima se caracteriza por ser templado con lluvias débiles. El clima se caracteriza por ser templado con lluvias débiles.

El clima se caracteriza por ser templado con lluvias débiles. El clima se caracteriza por ser templado con lluvias débiles. El clima se caracteriza por ser templado con lluvias débiles.

media anual de 600 mm entre los 1.000 y 1.500 metros.

En la temporada con verano lluvioso, el clima frío de estas montañas tiene temperaturas mínimas anual de 0 a 10°C y máximas 18°C, precipitación media anual superior a 1.500mm (Barrera, 1988; Ibarra, 1987).

Las localidades de cuencas se sitúan en el borde de ovental de estas montañas. El bosque de ovental (Quercus delioides) se localiza en los bordes de alta montaña a altitudes entre 2.400 y 3.400 metros, constituyendo un piso altitudinal bien definido. El clima de las cuencas cambia por temperaturas (temperatura anual entre los 7 y 10°C, precipitación media anual de 900 a 1.500mm) que son más bien templadas de duración variable y mayor frecuencia de heladas moderadas, sequías o sequentes de primavera y verano. El clima es moderado a fuerte, estrato vegetal predominantemente ligero, hierbas, arbustos, árboles volcánicos y cobs. Suelos bien desarrollados y profundos, con perfil A, B, C, podsolos, litosoles y cambisoles, muy arcillosos, coloración oscura, textura de miangón arenoso y franco, estructura de bloques de 5 a 7 metros cuadrados abundante. El 40% en el horizonte A1 y el 32% en el 20% en el 20%, sistema 10 = 11 y alta capacidad de intercambio catiónico (Speckmann, 1991; Nieto, 1984).

La comunidad silvestre una alta diversidad entre 20 y 40 m llegando hasta 50 m. El contorno de las cobs es típicamente triangular verticilada según niveles bajos. Es un bosque denso, lo que provoca que en ocasiones el desarrollo de los estratos arbustivos herbáceos no sea muy diverso, sin embargo presenta una

estratificación bien definida.

En el estrato arbóreo inferior se desarrollan Quercus, Alnus, Salix, Crucif., Garrya, Eudidia entre otros. Los estratos arbustivo y herbáceo están caracterizados por la presencia de generos como Senecio, Eupatorium, Stevia, Archibaccharis y en el estrato predominan musgos y basidiomicetos, en época de lluvias; finalmente las epifitas están compuestas principalmente por líquenes, musgos, particularmente líquenes del género Usnea sobre Abies religiosa (Rzedowski, 1981; Benítez, 1985; Halc, Orpeza, 1987).

DESCRIPCION DE LA ESPECIE EN ESTUDIO

Los ejemplares colectados corresponden a la siguiente descripción: Ramalina farinacea (L.) Ach. Talo variable, verde-grisáceo a verde-pálido, rígido, arbustivo, longitudinalmente estriado, de 4 a 7 cm de longitud, ramificaciones planas, superficie inferior, soralia laterales en forma de disco conteniendo sorodios farináceos, apotecios escasos mayormente ausentes. Reacciones químicas: Médula y corteza: K^+ , NO^+ , C^+ , P^+ . Cristales ácido úsico y probablemente girofórico. Hábitat: epifito en Abies religiosa de 2 400 a 3 600 m de altitud.

Ramalina farinacea, Bouler y Rundel (1973) mencionan que es una serie de razas sorodiadas cercanamente relacionadas con amplia distribución en el hemisferio norte, de las cuales R. farinacea sens. stri. (Hawksworth, 1969) se ha tipificado como la raza

1953

1954

1955

METODOLOGIA

El desarrollo de este estudio siguió tres fases: trabajo de campo, trabajo de laboratorio y trabajo de gabinete.

1. Trabajo de campo.

Se realizaron cuatro muestreos. El primero en agosto, y el segundo en octubre de 1987; los dos últimos en febrero y abril de 1988; con el fin de abarcar la temporada de lluvias y la de sequía.

Se establecieron ocho localidades distribuidas en la franja de bosque de Abies religiosa que circunda al Ajusco, entre los 3 200 y 3 600 msnm aproximadamente.

Se ubicaron en la vertiente N-NE del volcán cinco localidades y el resto quedaron localizadas en la vertiente S-SE. Estos puntos de muestreo se colocaron a 100 m entre sí en sentido altitudinal y a una distancia mínima de la carretera Picacho Ajusco de 500 m para evitar la influencia local de contaminantes (Fig. 2).

Se eligió el líquen Ramalina farinacea por tener una amplia distribución tanto horizontal como vertical en el bosque antes mencionado así como por ser fácilmente reconocible en el campo.

Se colectaron aproximadamente 100g (peso húmedo) de R. farinacea de cyamelas elegidos al azar dentro de un cuadrante de 10 x 10m, a una distancia mínima del suelo de 1m, se colocaron en bolsas de papel estraza y se transportaron al laboratorio.

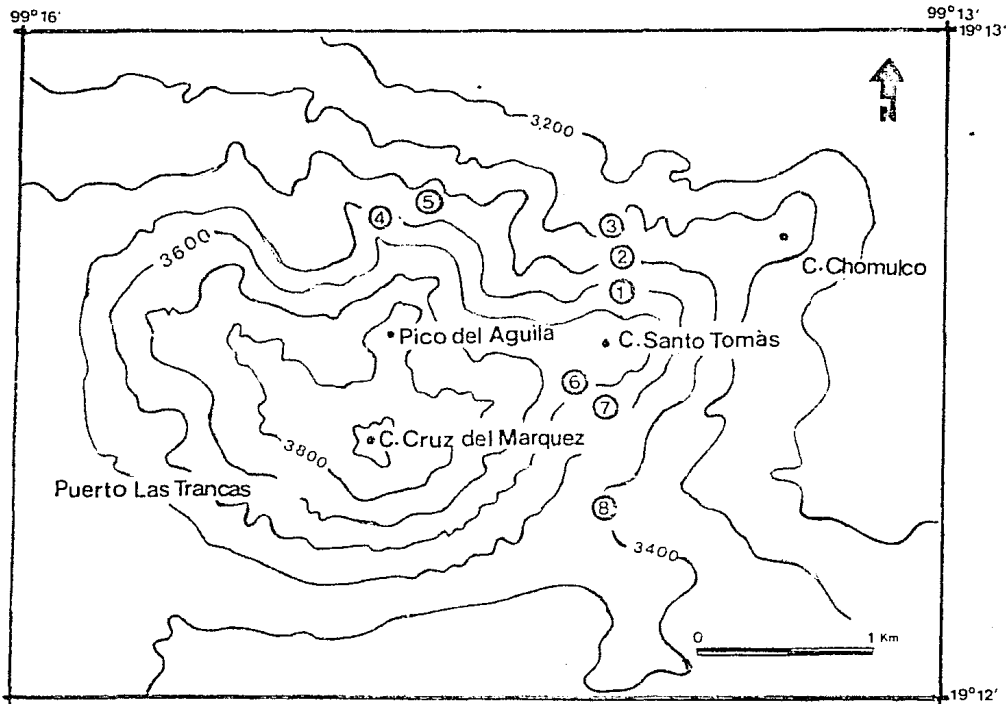


Figura 2.- Localidades de muestreo en el Volcán Ajusco, D.F.
 (Modificado a partir de la Carta Geológica Milpa
 Alta E-14-A-49)

2. Trabajo de laboratorio.

Del material total obtenido en cada una de las localidades, para cada muestreo, se tomaron 7g para hacer el análisis cuantitativo de Pb, Cd y Ni preparando una muestra homogénea a fin de evitar las diferencias de edad de los ejemplares.

Se tomó el peso húmedo de las muestras, se lavaron con agua desionizada tres veces para remover el material de la superficie. Posteriormente, las muestras fueron secadas a 60°C durante 48 horas en una estufa de convección por gravedad Blue N, modelo W-177A hasta alcanzar un peso constante. En seguida se anotó el peso seco y se procedió a moler las muestras, separando 2g de pulverizado para la digestión.

Se llevó a cabo una digestión húmeda con 30ml de ácido nítrico (HNO₃ Reactivo analítico J.T. Baker) diluido en agua desionizada a 5% de acidez, practicando una oxidación final de material orgánico con peróxido de hidrógeno (H₂O₂ Reactivo analítico J.T. Baker), haciendo la cuantificación de los metales en un espectrofotómetro de absorción atómica Parrin Elmer de flama aire-acetileno, modelo 2020.

La detección cualitativa de Pb, sólo cuando se trate de concentraciones pequeñas, se efectuó a través de una tinción cuya intensidad varía en relación directa con la concentración del metal, practicada a cortes semifinos del material biológico. El colorante se preparó diariamente disolviendo 50 mg de rodionato

de sodio ($\text{C}_6\text{H}_5\text{NaO}_2$ Merck) en 25 ml de agua desionizada obteniéndose una solución color amarillo naranja. Por separado se prepara una solución amortiguadora a pH 2.8, de 1.5 g de ácido L (α -tartárico p. anal. ($\text{C}_4\text{H}_6\text{O}_6$ Merck) y 1.9 g de tartrato bicódico ($\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ Merck) en 100 ml de agua desionizada. Los cortes se colocan en 1 o 2 ml de la primera solución dejando reposar 30 minutos, después se añaden unas gotas del amortiguador, dejando reposar 10 minutos, se montan y observan al microscopio (Gister y Hernández, 1971).

3. Trabajo de gabinete.

Se realizó una revisión de las colecciones líquénicas de los siguientes herbarios: Herbario Nacional, Instituto de Biología, UNAM (MEXU); Herbario de la Facultad de Ciencias, UNAM (FCNE) y Herbario de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, IPN (ENCB).

Los parámetros meteorológicos manejados en este trabajo son dirección e intensidad del viento a partir de los datos de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico y meteorológicas de SEDUE para los meses de julio, agosto y diciembre de 1987, y marzo de 1988.

Los datos de vientos se dividieron en cuatro bloques de horas: de 1:00-8:00hrs.; de 9:00-12:00hrs.; de 13:00-18:00 y 19:00-24hrs. calculándose el viento resultante y las líneas de flujo mensual para cada una de las estaciones.

Los datos de los contaminantes atmosféricos considerados Pb y PST, se obtuvieron a partir de los registros realizados por SEIUE, calculándose el promedio mensual para elaborar los mapas de distribución de dichos contaminantes en la ciudad durante los meses julio, agosto y diciembre de 1987 y marzo de 1988, correspondientes a la época de lluvias y la época de secas, durante las que se realizaron los muestreos.

RESULTADOS Y DISCUSION

En el Volcán Ajusco, D.F. Ramalina farinacea fue la especie líquénica mejor representada en Abies religiosa a las diferentes altitudes de muestreo en ambas laderas del volcán. Como ya se dijo anteriormente el bosque de oyamel en esta elevación se localiza entre 2 400 a 3 600 msnm. presenta un clima templado implicando una serie de factores ambientales que corresponden con aquéllos citados por Stevens (1983) para los lugares donde crece esta especie.

La acumulación de los metales en los líquenes puede considerarse a distintas escalas de tiempo, ya que se puede hablar de una respuesta instantánea a cambios en un ambiente inmediato y propiamente el fenómeno de acumulación es el que incrementa la concentración de estos elementos en el talo líquénico a lo largo de los años en cuyo caso reflejarán las variaciones estacionales de exposición a los contaminantes en cuestión.

Por lo que respecta a los sitios de acumulación a nivel celular en el talo líquénico; en las partes basales, se observó la presencia de plomo cristalino asociado principalmente a las paredes de las hifas medulares (Fig. 2a y b), aunque también se detectó plomo amorfo en células algales (Fig. 2c), así como cristales a nivel de material extracelular en la corteza superior del talo (Fig. 3d). Estas observaciones concuerdan con lo reportado para distintas especies (Lemaistre, 1984; Nieboer et al., 1976 a,b,c; Pakarinen, 1984; Richardson et al., 1984), quienes

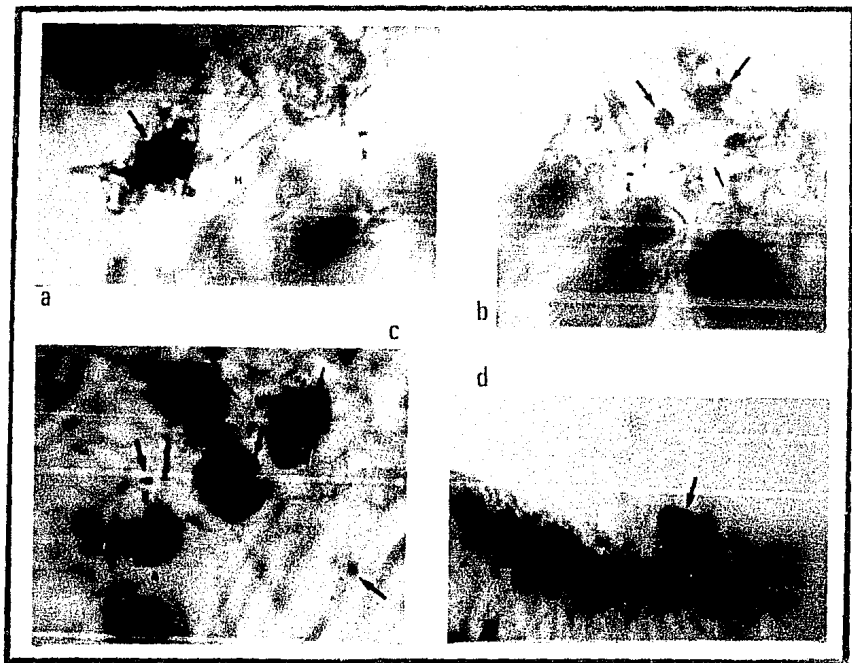


Figura 3.- Localización del plomo en el talo liquénico.
 a y b: Médula. H; hifa. c: Capa algal. A: alga.
 d: corteza superior. → plomo cristalino.
 → plomo amorfo.

han encontrado que el plomo es un elemento incorporado casi siempre a nivel de pared celular y que tiende a acumularse, igual que el fierro, en las partes más viejas del talo, lo cual puede conferir al líquen cierta resistencia al metal, ya que al concentrarse en la base ejercerá menos influencia en la fotosíntesis, por tratarse de zonas viejas o muertas. Con respecto a la localización del cadmio, Rosas et al. (1984) afirman que este elemento está asociado a la pared celular en el líquen acuático Eichhornia crassipes (Mart) Blomz. sin embargo en este trabajo solo fue posible localizar a nivel celular este elemento de manera indirecta a través del daño en el material nuclear.

Por otra parte, observando los resultados de la Fig. 4 y tabla 1, los valores de plomo y cadmio registrados en el líquen en el muestreo 1 son altos, posteriormente en el muestreo 2 son bajos, lo cual se podría explicar atendiendo a que los líquenes pueden presentar diferentes niveles de elementos en respuesta a cambios estacionales, mismos que pueden ser explicados en términos de diferencias en la depositación atmosférica durante el año; inclusive se ha encontrado una relación lineal entre las concentraciones de Cu, Zn, Pb, Ni, Fe y Mn en los talos y la precipitación total (Filéssand, 1979; LeBlanc et al., 1974; Puchat, 1984). Asimismo, Smith en 1978 (citado por Puchat, 1984) encuentra variaciones estacionales en los niveles de metales en los líquenes y sugiere la existencia de un ciclo anual de incorporación de elementos por estos organismos. Además, después de una temporada

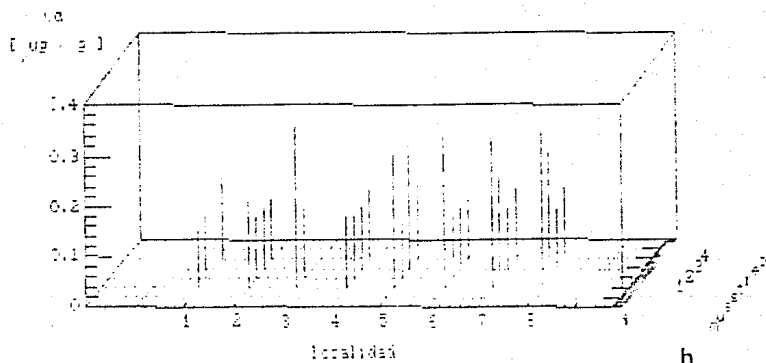
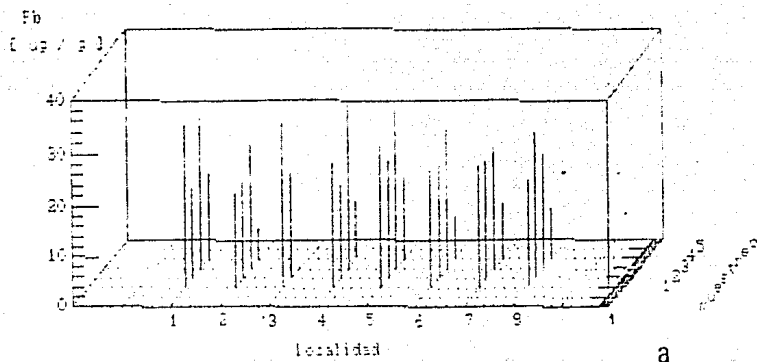


Figura 4.- Concentración ($\mu\text{g/g}$) de plomo (a) y cadmio (b) en Ramalina farinacea del Volcán Ajusco, D. F.

TABLA I. CONCENTRACION ($\mu\text{g/g}$) DE PLOMO Y CADMIO EN Samolaje faranés.

LOCALIDAD	ALTITUD mdm	MUESTRO 1 agosto 87		MUESTRO 2 nov. 87		MUESTRO 3 febrero 88		MUESTRO 4 abril 88	
		Pb	Cd	Pb	Cd	Pb	Cd	Pb	Cd
1 UNE	3530	22.6	0.12	17.9	<0.12	30.8	0.42	16.5	0.16
2 UNE	3380	18.6	0.18	19.0	<0.12	24.5	<0.12	5.9	<0.12
3 UNE	3220	21.8	0.22	20.5	0.15	---	---	---	---
4 N	3530	24.5	0.14	18.9	<0.12	31.4	<0.12	11.1	0.14
5 N	3450	27.5	0.28	23.2	<0.12	30.5	0.25	15.9	0.15
6 SSE	3640	20.0	0.20	22.5	0.12	27.1	<0.12	8.3	<0.12
7 SSE	3510	24.1	0.30	11.8	0.20	23.6	<0.12	11.1	0.14
8 SSE	3415	21.0	0.21	23.2	0.25	11.1	0.11	3.3	0.14

* En todos los casos las concentraciones de Ni resultaron menores que límite de detección de $1\mu\text{g/g}$, para 2ml de solución final.

de seca, las primeras lluvias y la formación de rocío pueden disolver los cationes asociados a las partículas que se han depositado durante más tiempo que lo que puede alcanzarse en la época de lluvias, ya que una fuerte lluvia puede lavar las partículas que se hayan depositado en la superficie de los vegetales.

En las figuras citadas se observa que durante el muestreo 3 (primero de secas, febrero 1988) las concentraciones de los metales en el líquen se elevan y consiguen a decaer en el cuarto y último muestreo. Esta situación "oscilante" podría sugerirnos una tendencia de los ciclos de absorción mencionados por Smith, sin embargo para comprobarlo es necesario por lo menos realizar una nueva etapa de muestreo; aunque con los valores obtenidos en el tercer muestreo tal vez se puede manifestar la importancia de la precipitación seca; quedando la disminución de los niveles de plomo y cadmio en Renalina farinacea explicada en términos del aumento de la temperatura ambiental en estos meses del año, ya que se ha demostrado que la tasa de eliminación de estos elementos por el líquen aumenta con la temperatura del ambiente (Pilegaard, 1979), lo que coincide con la afirmación de que la incorporación es pasiva, la eliminación activa, si consideramos que a temperaturas más elevadas el metabolismo se incrementa.

Observando los valores para cada ladera del volcán, se aprecia que los niveles de plomo en los líquenes a lo largo del periodo de

muestreo siguieron un patrón oscilante en todas las localidades, por lo que las diferencias en cada una de ellas pueden deberse a condiciones microclimáticas particulares tales como humedad, temperatura, además de las variaciones topográficas. lo que no sólo repercute en la concentración de plomo en los líquenes sino en el desarrollo mismo de las comunidades líquénicas. ya que se observaron algunas particularidades. A pesar de que el líquen más conspicuo fue Ramalina farinacea, así como el más fácilmente reconocible, se observó que en la localidad 6 (Fig. 2) el género Ulex fue muy abundante, en contraste con las localidades anteriores donde no se le encontró o fue extremadamente escaso; en cuanto a Ramalina, su presencia decreció en esta estación observándose sólo en árboles muy maduros y en las partes más altas. En la localidad 7 Ulex vuelve a ser escasa y R. farinacea se torna muy abundante. Para la localidad 8 se encontró que esta especie tiende a ser más abundante cañada abajo, siendo escasa en la costilla, lo cual puede deberse a una mayor disponibilidad de agua en el primer sitio. En el caso de la localidad 9 sólo se realizaron dos de las cuatro colectas a causa de la escasez de ejemplares, tal vez debida a que esta localidad, al estar ubicada al margen del bosque, está más expuesta a la influencia de distintos contaminantes, no únicamente plomo, considerando que en este sitio los líquenes presentaron valores altos con respecto al resto de las localidades. Respecto a

la ausencia de ejemplares en el campo. Lemaistre (1984) sugiere que en las regiones donde hay alta contaminación por plomo los individuos tienden a morir o desaparecer.

En general, considerando las concentraciones de plomo encontradas en Ranalina farinacea (de 5.9 a 32.0 ppm), éstas se encuentran dentro de los intervalos reportados por varios autores para distintas especies: por ejemplo: Garty y Fuchs (1982) mencionan niveles de plomo en ejemplares de Ranalina durissii (Denot) Jatta procedentes de diferentes localidades de muestreo durante varios años, así para 1974 registraron 3 ppm de plomo en el liquen; para 1978 de 12 a 248 ppm; en 1979 14 ppm; en 1980 de 10 a 41 ppm. Más tarde en 1985, Garty et al. anotan que entre 1980 y 1981 las concentraciones de este elemento en la especie mencionada fueron de 9 ± 4 a 41 ± 9 ppm. Por otra parte Gough et al. (1988a) cuantifican este metal en Hypogymnia enteromorpha (Ach.) Nyl. detectando de 3.6 a 20 ppm y en diferentes especies del género Ulex encuentran valores de 0.06 a 0.26 ppm. Finalmente, Gough et al. (1988b) reportan de 21 a 38 ppm de plomo en Psarmalia sulcata Tair.

Con respecto al cadmio, Garty y Fuchs (1982) encuentran en R. durissii en 1970 de 1.00 a 1.80 ppm; en 1979 de 1.2 ppm y en 1980 de 0.60 a 10.41 ppm; mientras que Gough et al. (1988a) en H. enteromorpha detectan de 0.08 a 0.33 ppm y en las especies de Ulex de 0.05 a 0.20 ppm. En esta tesis las concentraciones de cadmio en R. farinacea fueron de 0.12 a 0.32; eliminándose del

análisis un valor de 2.42 ppm que se consideró como probable error experimental; aún así, estos valores se encuentran dentro de los intervalos mencionados a partir de 1980. No obstante, cabe aclarar que, tanto para el plomo como para el cadmio los niveles reportados están indicando, además de distintas condiciones y características de los sitios de estudio, diferencias en la capacidad de acumulación entre las especies.

Los líquenes ocupan una amplia gama de hábitats desde regiones costeras hasta montañosas, de los desiertos a los polos y sobre suelo, rocas, vegetales. Entre los factores que condicionan el desarrollo de las comunidades líquénicas se enlistan: humedad, luminosidad, textura, pH y composición del sustrato, temperatura, etc. En el caso particular de los líquenes epifitos además de añadir la edad del árbol, se puede desglosar con respecto a la corteza: la corrugación, el grado de captación de agua y de lixiviación (Brodo, 1973; Hawksworth y Rose, 1976; James *et al.*, 1977); sin embargo Hawksworth y Rose (1976) y Hawksworth y Hill (1984) consideran que los factores antropogénicos, particularmente la contaminación atmosférica, han modificado la distribución geográfica de estos organismos.

La mayoría de las especies tienen una distribución característica. En el caso de Ramalina farinacea se conoce, a partir de la revisión de los ejemplares de herbario, que en la República Mexicana esta especie ha sido colectada en los estados de Hidalgo, Querétaro, Puebla, Michoacán, Jalisco, Edm.

de México, Morelos y Distrito Federal, en bosques de Pinus, Abies, Quercus, Cupressus y Juniperus en altitudes de 1 800 a 3 500 mmnm, correspondiendo a clima templado. En estas colecciones existen ejemplares determinados como E. farinacea de hábitos saxícolas o bien en dunas costeras; pero atendiendo a la discusión de Stevens (1903) no corresponden ni al hábitat ni a la altitud a la que se desarrolla esta especie, por lo que se hace necesaria una revisión en un trabajo florístico posterior.

El crecimiento desmedido de la ciudad de México ha traído como consecuencia la expansión de distintos tipos de actividades urbano-industriales hacia los bosques de los alrededores, de manera tal que éstos han quedado incorporados a la ciudad o por lo menos sus límites colindando con ésta.

Esto representa no sólo un problema de espacio directamente ganado a los bosques, sino de deterioro continuo que sufren las áreas boscosas aún existentes ocasionado en gran medida por los distintos contaminantes producidos en la ciudad. Las actividades propias de la ciudad y su cercanía a complejos industriales, principalmente en países en vías de desarrollo, ha hecho necesaria la creación de reglamentación que proteja la calidad del aire, agua y suelo. La contaminación atmosférica en la zona urbana y su impacto ha ocupado la atención de diversos investigadores (Andersen et al., 1970; Khandekar et al., 1980; Winchester et al., 1981; Bruaux et al., 1985; Rothensberg, 1986; Kingston et al., 1988; Lorant y Murphy, 1989) ya que

las emisiones de una fuente pueden causar daños aún a distancias considerables debido a mecanismos de dispersión.

En el caso específico de PST, Heintzenberg (1989) menciona que a partir de diferentes estudios sobre el material suspendido total en Europa y Estados Unidos se ha observado una tendencia de disminución de los valores en áreas urbanas y rurales. Sin embargo, en Alemania se ha notado para los últimos 10 años un aumento en la masa de la fracción fina del material particulado a través de diferentes parámetros relacionados con éste como son: interacción con la radiación, con las nubes, composición y efectos climáticos entre otros.

Si las normas de calidad del aire y de higiene industrial están basadas en mediciones sobre el total de material particulado, están ignorando la influencia del tamaño de partícula y su composición química, factores que deberían considerarse debido al alto potencial tóxico que la fracción fina tiene, en particular en el caso de los metales, como el plomo y el cadmio, presentes en la atmósfera (Marrison et al., 1981).

En cuanto a la depositación del plomo, Elias y Davidson (1980) consideran que intervienen tres mecanismos: difusión convectiva, sedimentación e inyección inercial, de los cuales este último mecanismo relacionado con el viento es el de mayor relevancia en el transporte de este elemento a la vegetación, particularmente en los bosques de pino.

La fracción particulada suspendida en la atmósfera se considera en los estudios de calidad del aire sólo como dato gravimétrico ($275\mu\text{g}/\text{m}^3$) correspondiente a las partículas de mayor tamaño, quedando ignorada, en cierta medida, la fracción fina que puede contener hidrocarburos y metales pesados que por su tamaño y densidad permanecen en la atmósfera durante más tiempo estando sujetos a una dispersión más extensa.

Los factores meteorológicos y la topografía determinan la distribución de los metales pesados en forma similar a la de los contaminantes pesados (Rao, et al., 1977; Pilegaard, 1973), lo cual nos permite considerar que el plomo detectado en líquenes del Volcán Ajusco tiene su origen en la ciudad, particularmente en la zona sur.

En el caso específico de la deposición del plomo, las características de la vegetación y la elevación son de importancia debido al aumento de la concentración de este elemento en neblinas y en agua de las neblinas, con respecto a la precipitación total; además que la vegetación pueda asimilar metales traza (Grisctill et al., 1988). Aunque en este caso no está implicada una relación lineal entre la concentración de plomo y cadmio en los líquenes y la altitud a la que fueron colectados, debido a que se trata de diferencias que no son importantes, por lo que para encontrar alguna relación de este tipo habría que ampliar el gradiente altitudinal lo que implicaría no limitarse a un tipo de vegetación ni a una sola especie líquénica, ya que las

variaciones regionales en la concentración de metales pesados en las epifitas, tanto musgos como líquenes, reflejan su concentración en la atmósfera y la precipitación, a las cuales contribuye tanto el transporte a largo alcance como la producción local.

Como ya se mencionó, en la cuenca de México se distinguen claramente dos sistemas sinópticos de viento: la corriente del oeste que prevalece de noviembre a abril, y la corriente de los alisios prevaleciente de mayo a octubre.

Los vientos locales corresponden a vientos de valle-montaña inducidos térmicamente, ya que el sol calienta las paredes del valle y concomitantemente el aire en contacto con ellas, el cual sube por las pendientes que lo circundan produciendo el viento de valía. Posteriormente esas mismas paredes se enfrían y el aire se desliza hacia el valle produciendo los vientos catabáticos o de montañas (Ahrens, 1987).

Si se observan las figuras 5a, 6a, 7a y 8a, correspondientes a los meses de julio, agosto, diciembre 1987 y marzo 1988 para el bloque de horas de las 1:00-3:00hrs, se puede identificar un patrón de circulación de vientos similar al mencionado por Jauregui en 1988 para la fase nocturna, durante la cual prevalecen vientos con componente del oeste en los cuatro meses, particularmente en las tres estaciones seleccionadas al sur de la ciudad (U Santa Ursula, T Pedregal y Q Cerro de la Estrella). Estos vientos son resultado de un gradiente térmico inducido

Por la isla de calor, presentándose así una circulación centripeta desde el oeste, que se encuentra con los vientos procedentes de las serranías del este de la ciudad, sugiriendo una convergencia al centro de la misma, lo cual se aprecia en las líneas de flujo del W al E y el viento resultante para los meses de julio y agosto. Durante diciembre se observa una drástica disminución general de la magnitud y prevalencia de los vientos del W y SE inducidos termotopográficamente, se esboza una tendencia del flujo hacia el centro de la ciudad. Para el mes de marzo la velocidad del viento aumenta y se observa una clara convergencia del flujo hacia el centro de la ciudad. Durante el segundo Bloque de horas: 9:00-12:00hrs. (Figs. 5b, 6b, 7b, 8b) en los mapas correspondientes, en los cuatro meses, se hace evidente el predominio de los vientos con un componente del este contrario al gradiente del oeste y a la circulación inducida por la isla de calor. Para el mes de julio una circulación desde la parte norte de la ciudad hacia el sur, notándose una disminución de la intensidad de los vientos en las estaciones más cercanas a las áreas montañosas del W y el E (U, O). En agosto prevalece una dirección NW-NE hacia el SW apreciándose también una ligera tendencia hacia el centro. Sin embargo no se establece convergencia de flujo. Esta fase podría corresponder con la fase matutina descrita en el trabajo citado con anterioridad.

De las 13:00-19:00hrs. en julio, agosto y diciembre 1987 existe un

predominio de los vientos del este, mientras que en marzo 1988 prevalecen los vientos con componente del oeste para estas mismas horas, lo cual tal vez nos esté ilustrando una fase de transición en tanto se realiza el acoplamiento del viento superficial con el gradiente regional prevaleciente durante esta época del año. Para el mes de julio se aprecia un cambio en la dirección del flujo (Figs. 5c, 6c, 7c, 8c) estableciéndose ahora una circulación con marcada influencia del E. -En agosto, aunque prevalece una circulación desde la parte norte de la ciudad se observa más claramente una tendencia convergente hacia el centro de la misma, en diciembre ocurre un cambio drástico predominando una circulación NW-NE hacia el sur, esto es, la circulación regional, durante el mes de diciembre, en este periodo del día, se mantiene la tendencia a un flujo centrípeta y en marzo sigue prevaleciendo la convergencia de flujo en los cuatro bloques de horas, aunque es de notar que el viento regional ya no se manifiesta para este último mes (Fig. 7c). Finalmente durante el lapso 19:00-24:00hrs. dominan claramente los vientos del oeste para los cuatro meses (Figs. 5d, 6d, 7d, 8d). En esta fase vespertina los vientos sinópticos del oeste suprimen a los locales como resultado del acoplamiento convectivo y del incremento de la circulación desde las montañas, lo cual resulta evidente para el mes de marzo (Fig. 8d) en diciembre se reestablece en lo general el flujo topográfico con tendencia ligera al centro, mientras que en julio la

circulación había sido de NW-NE hacia el SW y en agosto se mantiene el patrón similar al bloque anterior.

Durante noviembre-abril prevalecen en el Valle de México condiciones anticiclónicas que se caracterizan por invasiones de aire polar, que acentúan las inversiones superficiales y la estabilidad atmosférica e intensifican la isla de calor, condiciones que a su vez propician el incremento de la concentración de contaminantes en las áreas urbanas, como es de notarse en los mapas de isoconcentraciones para partículas suspendidas totales y plomo para ambos meses (Figs. 9 a-d; 10 a-d). En la ciudad de México, Jauregui (1989) analiza los niveles de plomo atmosférico para 1978, 1984 y 1985, encontrando que fueron en aumento tanto en concentración como en la extensión del Área afectada.

La variación del nivel de plomo para 1987 en cinco estaciones de la Red Manual de Monitoreo Atmosférico de SEMAR se muestran en la figura 11, notándose un marcado descenso durante la época de lluvias, tal vez causado por efecto de lavado, lo cual no coincide con los valores encontrados en los licores, poniendo en evidencia, tal vez, la importancia de la depositación seca; asimismo en todas las estaciones existe coincidencia de valores altos en junio, aunque en Felipe Angeles (Fa) y Villa (Vi) alcanzan los valores más altos en el mes de noviembre, mientras que en Netzahualcoyotl (Nz) durante el mes de diciembre se presentan los más elevados. En la época

de lluvias, se reducen las posibilidades de formación de inversiones fuertes debido a la humedad del aire ya que las corrientes convectivas son más vigorosas, lo cual provoca una mayor dilución de los contaminantes (Jauregui, 1975; 1983).

Resulta evidente que el gradiente predominante de concentración tanto de plomo como de PST es de NE a SW y que los valores máximos corresponden a la estación Salostoc (Sa) más cercana a la zona industrial (Tlanepantla, Naucalpan y Vallejo): donde se localizan la mayoría de las fuentes fijas de emisión de plomo (Jauregui, 1989), además de las móviles.

Aunque SEDUE (1985) menciona que el sector NE está más expuesto a polveneras, se registran concentraciones de PST altas en las estaciones Tarqueña (T) y Vicentina (Vi) ubicadas en el sector SE próximo a zonas agrícolas y de extracción de minerales por lo que se trata de zonas severamente erosionadas. Se puede decir que al NE de la ciudad se localizan la mayor parte de las fuentes artificiales o antropogénicas de partículas y en lado SE se localizan principalmente fuentes naturales.

En cuanto a la distribución espacial del plomo en julio 1987 (Fig.10 a) se observa un valor máximo en la estación Vi ($1.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y un mínimo en NE de $0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Igualmente se aprecia un gradiente de concentración NE-SW, aunque el valor mínimo se localiza al lado SE de la ciudad. En ninguna de las estaciones se rebasa la norma aceptada por SEDUE de $1.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y en general se observa una correspondencia con las líneas de isoconcentraciones

de PST en el mismo mes (Fig. 10 a).

Para el mes de agosto de ese mismo año es de notar una dinámica semejante a la del mes anterior (Fig. 12 b). El valor máximo se registró en estación Na $551 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y el mínimo en Lomas (Lo) $95 \mu\text{g}/\text{m}^3$ al gradiente NE-SW y un máximo secundario más definido en la estación Vc con $301 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Las diferencias más notorias con respecto al mes de julio radican en que en el sector SE en torno a Vc se establece claramente un gradiente y en general los valores son ligeramente mayores, rebasándose la norma en dos estaciones Na y Vc aumentando la extensión del área afectada por estos contaminantes.

Para el caso particular del plomo, en este mes (Fig. 10 b) se observe un gradiente de NE-W, similar y no se rebasa la norma en ninguna estación, sin embargo es difícil hacer consideraciones más específicas debido a la carencia de datos, no obstante, en lo general, el plomo sigue un patrón de distribución coincidente con el de las PSI.

Para el mes de diciembre 1987 (Fig. 9 c) se registra un considerable incremento en las concentraciones de PST con respecto a la época de lluvias, particularmente en julio y agosto, pero rebasándose la norma en cinco estaciones sujetas a la influencia de la zona NE de la ciudad y en cuatro de la zona SE por lo que la extensión del área afectada aumentó considerablemente; lo que se explica porque en la época de secas las inversiones térmicas limitan la dispersión vertical de los contaminantes sobre todo en

las primeras horas del día. Sin embargo el patrón de distribución de las partículas no varía, manteniéndose al gradiente ya mencionado.

Durante este mes también se registró un aumento de la concentración del plomo superando la norma en casi todas las estaciones en donde se hicieron los registros (4 de 5) cubriendo las concentraciones elevadas una gran parte de la ciudad. Sigue observándose la correspondencia de la distribución del plomo con la de las PST (Fig. 10 c).

Finalmente, en el mes de marzo 1988 continúan registrándose los valores más altos en Va ($552 \mu\text{g}/\text{m}^3$) al NE, el mínimo al S en Pedregal (Pd) ($121 \mu\text{g}/\text{m}^3$) un máximo secundario en Vc ($265 \mu\text{g}/\text{m}^3$). También se puede apreciar una disminución de los niveles de PST del NE hacia el S, infiriéndose una correspondencia con la distribución del contaminante en los meses anteriores. Las concentraciones son más bajas que en el mes de diciembre, sin embargo la norma es rebasada nuevamente en los mismos sectores de la ciudad (Fig. 9 d). Desafortunadamente no se contó con los registros de plomo atmosférico para marzo.

La norma del nivel de plomo aceptada en México es de $1.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para tres meses. La de PST es de $275 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para 24 horas, y la anual es de $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ como la media geométrica, valor que no puede coincidir con el anterior (Plan Nacional de Ecología, 1988).

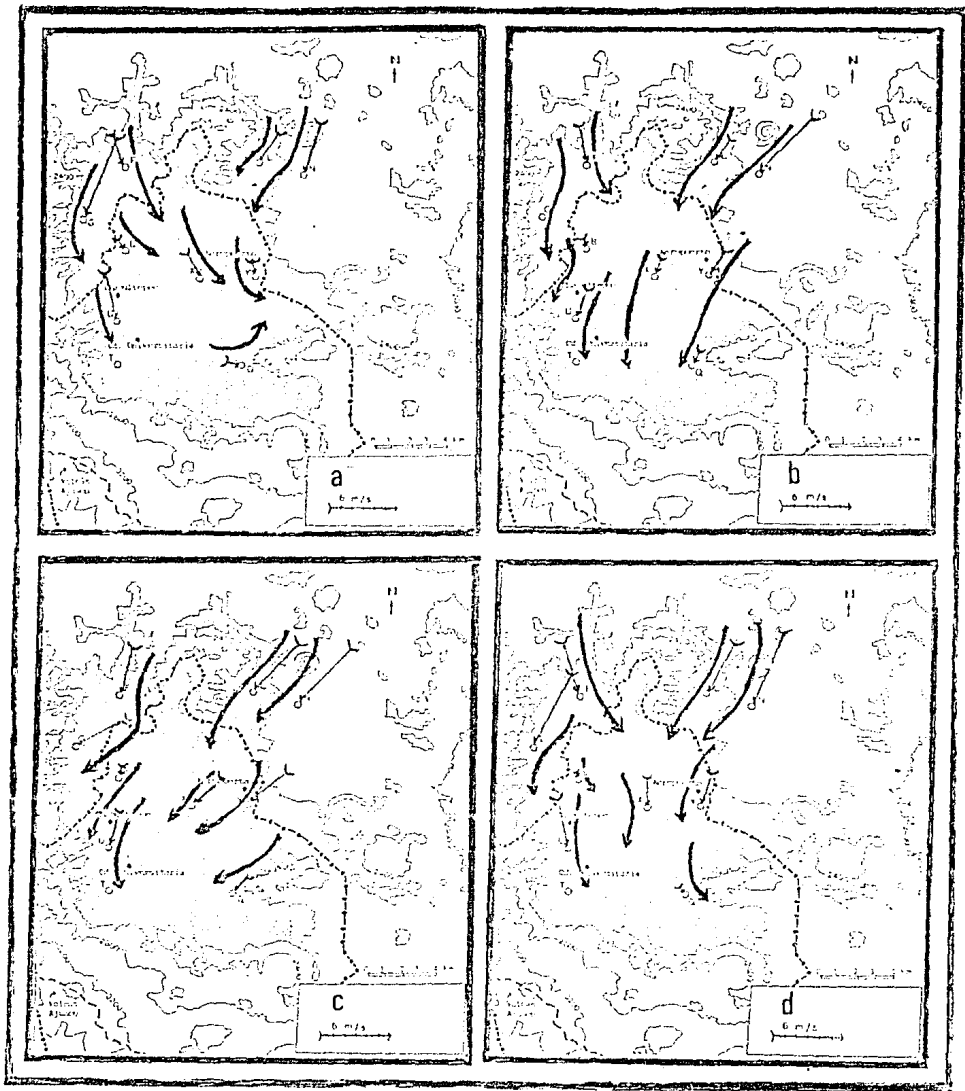


Figura 5.- Líneas de flujo y resultantes de viento del mes de julio de 1987. a:1:00-8:00hrs. b:9:00-12:00hrs. c: 13:00-18:00hrs. d: 19:00-24:00hrs.

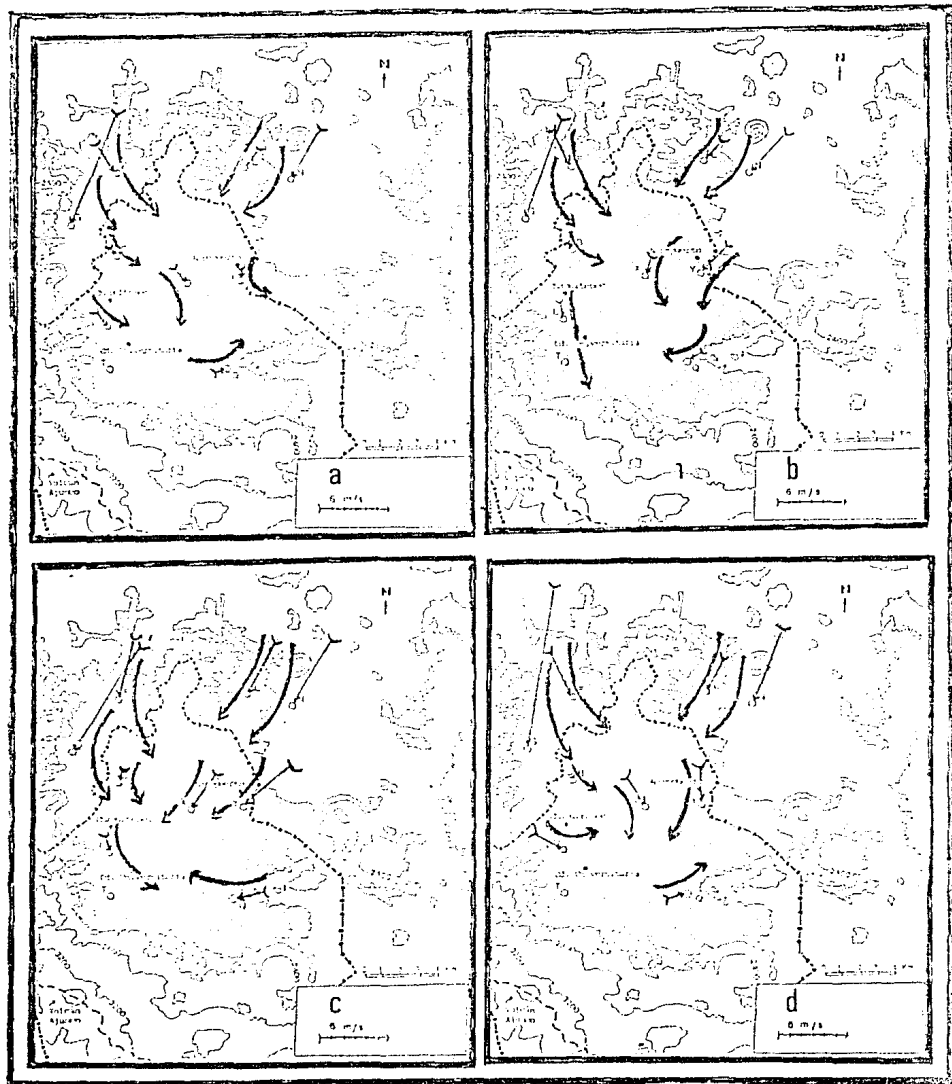


Figura 6.- Líneas de flujo y resultantes del viento del mes de agosto de 1987. a: 1:00-3:00hrs. b: 9:00-12:00hrs. c: 13:00-18:00hrs. d: 19:00-24:00hrs.

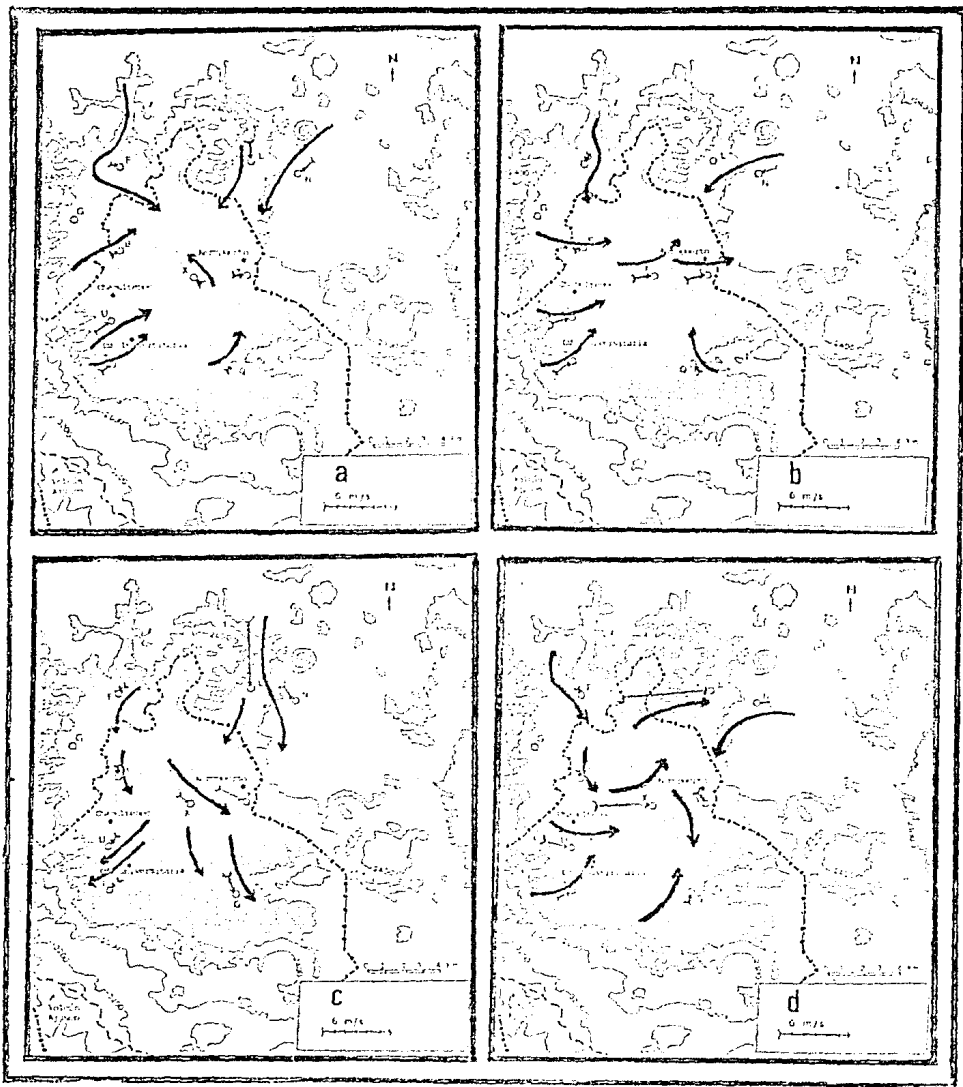


Figura 7.- Líneas de flujo y resultantes de viento del mes de diciembre de 1987. a: 1:00-3:00hrs. b: 9:00-12:00hrs. c: 13:00-18:00hrs. d: 19:00-24:00hrs.



Figura 3.- Líneas de flujo y resultantes de viento del mes de marzo de 1938. a: 1:00-3:00hrs. b: 9:00-12:00hrs. c: 13:00-18:00hrs. d: 19:00-24:00hrs.

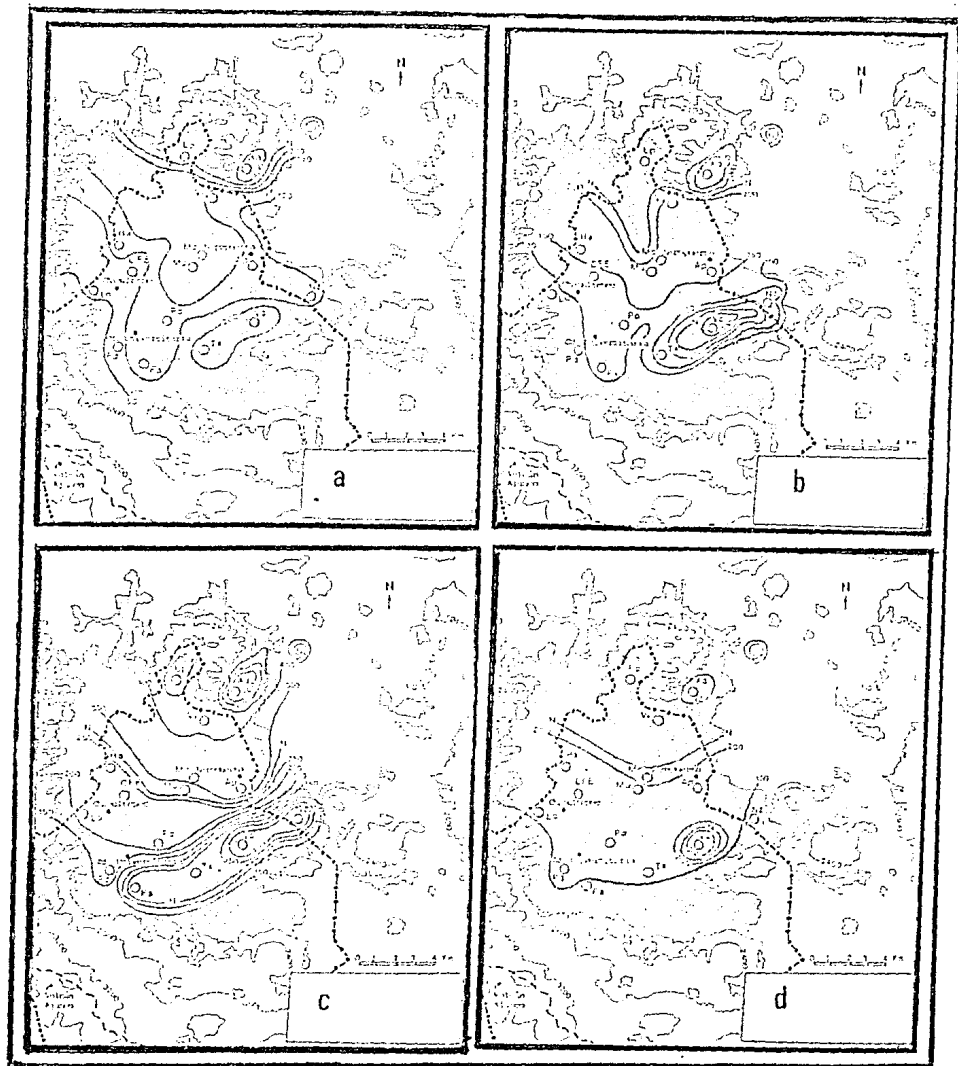


Figura 9.- Distribución espacial de PST ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en la Cd. de México. a: julio de 1987. b: agosto de 1987. c: diciembre de 1987. d: marzo de 1988.

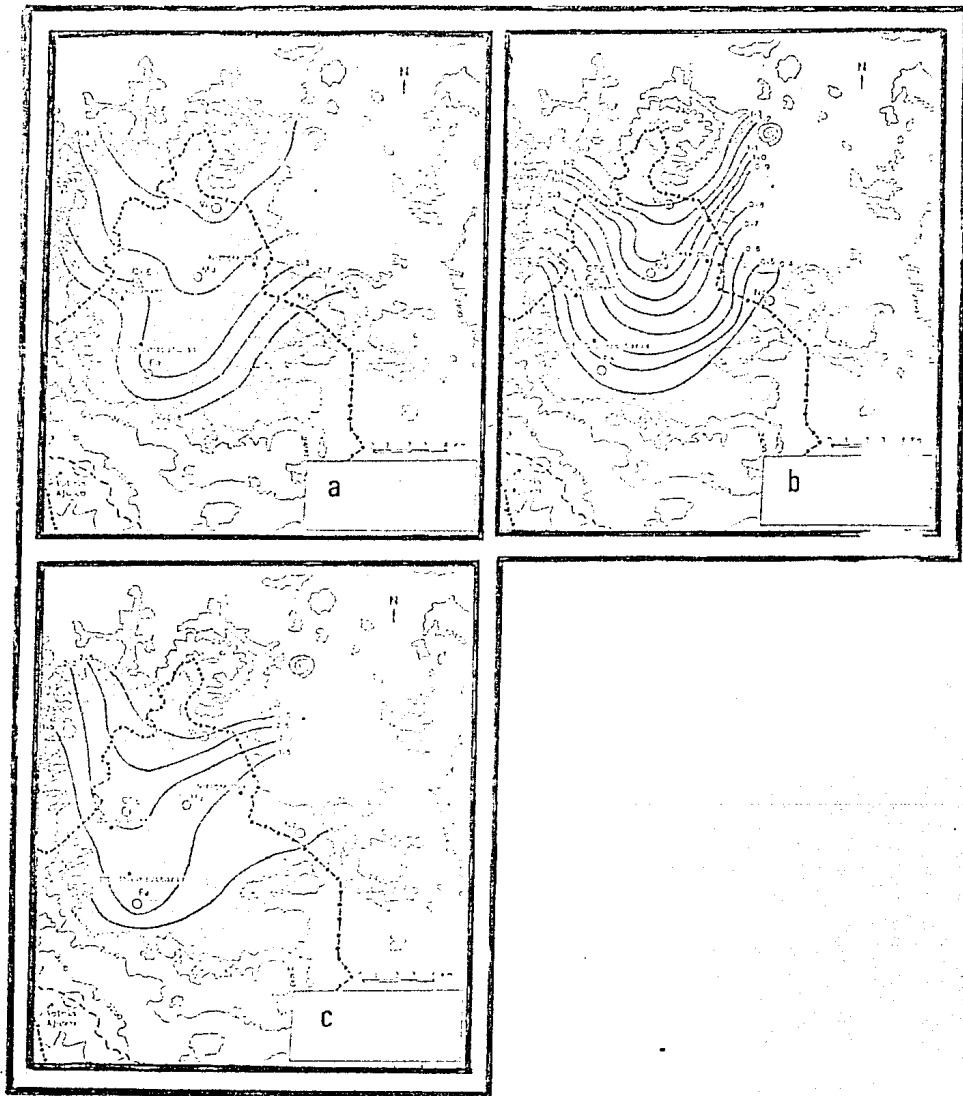


Figura 10.- Distribución espacial del plomo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en la Cd. de México. a: julio de 1987. b: agosto de 1987. c: diciembre de 1987.

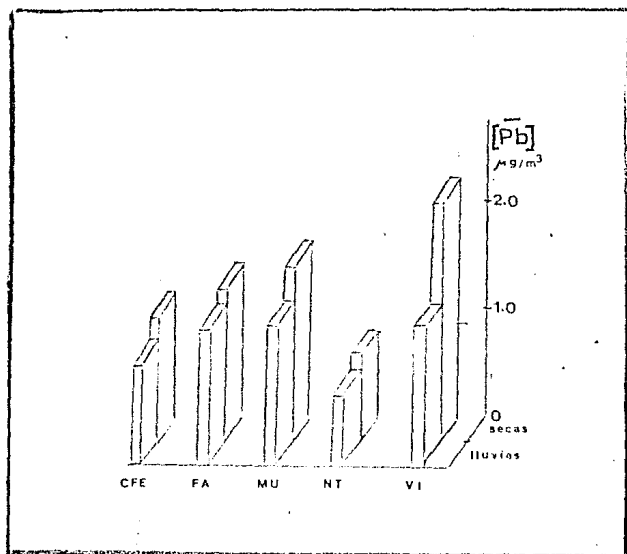


Figura 11.- Concentración media de plomo atmosférico durante 1937. CFE: Comisión Federal de Electricidad. FA: Felipe Angeles. MU: Museo. NT: Netzahualcoyotl. VI: Villa.

CONCLUSIONES

Atendiendo a la integración de los distintos factores manejados en este trabajo, se puede decir que el valor de una especie como indicador de contaminación atmosférica por metales pesados depende de: la capacidad de absorción y retención de estos elementos por el organismo en cuestión; de una estrecha relación entre los niveles de metales en ésta y la precipitación de estos contaminantes, misma que a su vez está condicionada por los factores meteorológicos de la región así como por las condiciones microclimáticas del hábitat de la especie. Por lo que se puede afirmar que la detección de plomo y cadmio en talo de Remalima farinacea indica que funciona como un detector de metales pesados en el aire, particularmente de plomo y cadmio.

Sin embargo es necesario realizar estudios comparativos, tanto de campo como de laboratorio, comparando diversas especies líquénicas y distintos metales contaminantes a fin de contar con mayor información que permita establecer una 'jerarquía' de especies de líquenes indicadoras de contaminación atmosférica por metales pesados y establecer un índice de calidad del aire en función a su diversidad y abundancia.

El plomo y el cadmio están asociados a la fracción submicrométrica del material particulado atmosférico, lo que implica que puedan permanecer en el aire, permitiéndose una mayor dispersión; sin embargo no se cuenta con mediciones directas de

la fracción fina debido a que los registros disponibles son tomados a partir de muestreadores que no tienen cortes de separación por tamaño de partícula y en los que se detecta fundamentalmente la fracción gruesa del material particulado. Atendiendo al patrón de distribución atmosférica de las partículas suspendidas totales, se puede concluir que existen dos áreas de fuentes importantes de emisión de polvos en la ciudad de México, una en Melostoc (Ma) al NE y otra al SE en Vicentina (Vc), lo cual es interpretado como que en el primer sitio se localizan las fuentes antropogénicas más importantes de estos contaminantes y en el segundo las de origen natural. En general se observó un gradiente de concentración tanto para PST como para el plomo que sigue una dirección NE-SW, lo que se considera debido a la disminución de las fuentes de emisión más que a un proceso de dilución, ya que es la fracción fina la que está sujeta a dispersión extensiva más que la fracción gruesa.

Debido a que las normas de calidad de aire se dictan considerando un criterio gravimétrico se tiende a la participación de la fracción submicrométrica a la cual están asociados metales como el plomo, el cadmio y el hierro; entre otros, además de hidrocarburos, ambos con alto potencial tóxico; por lo que se requiere desarrollar estudios que proporcionen mayor información acerca de la fracción fina de las aeropartículas y en tanto se cuenta con métodos de muestreo más precisos, los biomonitores, como líquenes y musgos, son de gran utilidad.

REFERENCIAS

- AHRENS, C.D. 1987. Meteorology today. An introduction to weather climate and environment. 2nd. ed. West Pub. Co., San Francisco.
- ANDERSEN, A., M. F. HOVMAND Y I. JOHNESEN. 1978. Atmospheric heavy metal deposition in the Copenhagen area. Environ. Pollut. 17: 133-151.
- ARANDA SÁNCHEZ, M., MARTÍNEZ DEL RÍO, M. C., R. COLMENERO Y MAGALLÓN, S. U. 1980. Los mamíferos de la Sierra del Ajusco. Comisión Coordinadora para el Desarrollo Agrario del Distrito Federal, México.
- BEIJER, K. Y A. JERNELOV. 1979a. Sources, transport and transformation of metals in the environment. EN: Friberg, L., G. F. Nordberg Y V. E. Vouk (eds.), Handbook on Toxicology of Metals. 47-64. Elsevier/North-Holland Biomedical Press, Amsterdam.
- BEIJER, K. Y A. JERNELOV. 1979b. General aspects of specific data on ecological effects of metals. Handbook of Toxicology of Metals. 197-210. Elsevier/North-Holland Biomedical Press, Amsterdam.
- BENITEZ, B.G. 1985. Árboles y flores del Ajusco. Instituto de Ecología, Museo de Historia Natural, Ciudad de México.
- BENNETT, J. H. Y A. C. HILL. 1973. Absorption of gaseous air pollutants by standardized plant canopy. JARCA 22 (3): 203-206.
- BERNATZKY, A. 1975. Gardens for stepped terrace housing. Urban Ecology 1: 48-62.
- BRAUX, P., Y M. SVARTENGREN (eds.) 1985. Assessment of human exposure to lead: comparison between Belgium, Malta, Mexico and Sweden. United Nations Environmental Program & World Health Organization.
- BRAVO, H., F. PERRIN., R. SOSA Y R. TORRES. 1988. Efecto del cambio en la formulación de la gasolina sobre los niveles en la atmósfera de plomo y cromo en la Ciudad de México. Memorias del VI Congreso Nacional de Saneamiento Ambiental, Querétaro. Oct. 10-13 de agosto de 1988.
- BRIQUELA, F. Y G. GUZMAN. 1971. Estudio sobre los líquenes de México II. Eol. Soc. Mex. Mex. 5: 79-103.
- BRÜGG, I. M. 1973. Substrate ecology. In: Ahmadjian, V. Y M. Hale (eds.). The Lichens. 401-442. Academic Press, New York.

- BROWN, D. H. 1982. Mineral nutrition. EN: Smith, A. J. E. (ed.). *Bryophyte Ecology*. 383-444. Chapman & Hill, London.
- BROWN, D. H. Y R. P. BECKETT. 1984. Uptake and effect of cations on lichen metabolism. *Lichenologist* 16 (2): 173-188.
- BOULER, P.A. Y P. W. RUNDLELL. 1978. The *Ramalina farinacea* complex in North America: Chemical, ecological and morphological variations. *The Bryologist* 81 (3): 386-406.
- COUTIRO, E. Y A. NOJICA. 1982. Estudio de líquenes corticolas de bosque mesófilo de montaña y coníferas del Estado de Hidalgo. *Bol. Soc. Mex. Mic.* 17: 166-180.
- COUTIRO, E. Y A. NOJICA. 1985. Líquenes de la región del Cofre de Perote-Malepa. *Rev. Mex. Mic.* 1: 379-399.
- CRIST, R. H., K. OBERHOLSER., N. SHANKI Y M. NGUYEN. 1981. Nature of bonding between metallic ions and algal cell walls. *Environ. Sci. & Technol.* 15 (10): 1212-1217.
- CRIST, R. H., K. OBERHOLSER., D. SCHWARTZ., J. MARZOFF., D. RYDER Y D. R. CRIST. 1988. Interactions of metals and protons with algal. *Environ. Sci. & Technol.* 22 (7): 755-759.
- DARNALL, D. W., B. GREENE., M. T. HENZI., J. M. HOSEA., R. A. McPHERSON., J. SHENDON Y M. D. ALEXANDER. 1986. Selective recovery of gold and other metal ions from an algal biomass. *Environ. Sci. & Technol.* 20: 204-208.
- DAUTERMAN, W. C. Y E. HODGSON. 1980. Chemical transformations and interactions. EN: Guthrie, F.E. Y J.J. Perry. (eds.). *Introduction to environmental toxicology*. 358-374. Elsevier/North-Holland Inc. New York.
- DAVALOS, L., F. BRIDIELA Y G. GUZMAN. 1972. Estudios sobre los líquenes de México. I. Notas sobre algunas especies. *An. Esc. Nac. Cienc. Biol.* 19: 9-20.
- DOBSON, F. 1979. Lichens. An Illustrated Guide. The Richmond Publishing Co.LTD. Great Britain.
- DRISCOLL, C. T., R.D. FULLER Y D. M. SIMONE. 1988. Longitudinal variations in trace metal concentrations in a Northern forested ecosystem. *J. Environ. Qual.* 17 (1): 101-107.
- ELIAS, R. W. Y C. DAVIDSON. 1980. Mechanisms of trace element deposition from the free atmosphere to surfaces in a remote High Sierra Canyon. *Atmos. Environ.* 14: 1427-1432.

FOLSON, D.R., N. A. POPESCU Y J. M. WOOD. 1984. Comparative study of aluminium and copper transport and toxicity in an acid-tolerant freshwater green alga. Environ. Sci. & Technol. 20: 616-620.

FUCHUS, C. Y J. GARTY. 1988. Heavy metals in the lichen Ramalina duriaei transplanted at biomonitoring stations in the region of a coal-fired power plant in Israel after three years of operation. Water, Air, & Soil Pollut. 38: 311-320.

FRIBER, L., G. F. NORDBERG Y V. B. VOUK. 1979a. Introduction. EN: Friber, L., G.F. Nordberg Y V. B. Vouk (eds). Handbook on toxicology of metals. 1-12. Elsevier/North-Holland Biomedical Press. Amsterdam.

FRIBER, L., T. NJELLSTON., G.F. NORDBERG Y M. FISCATOR. 1979b. Cadmium. EN: Friber, L., G.F. NORDBERG Y V.B. VOUK. (eds.) Handbook on toxicology of metals. 354-382. Elsevier/North-Holland Biomedical Press. Amsterdam.

GARTY, J., M. GABIN., C. FUCHUS Y N. ZISAPPEL. 1977. Heavy metals in the lichen Calopiza rupestris from urban, suburban and rural regions in Israel. (A comparative study). Water, Air, & Soil Pollut. 2: 171-188.

GARTY, J. Y C. FUCHUS. 1982. Heavy metals in the lichen Ramalina duriaei transplanted in biomonitoring stations. Water, Air & Soil Pollut. 17: 175-183.

GARTY, J., S. FOMEN Y M. GALUM. 1985. Correlation between chlorophyll degradation and the amount of some elements in the lichen Ramalina duriaei (Delot.) Jatta. Environ. & Experimental Botany 23: 67-74.

GARTY, J. 1983. Heavy metals in the lichen Ramalina duriaei transplanted biomonitoring stations in the region of a coal-fired power plant in Israel after three years of operation. Water, Air & Soil Pollut. 38: 311-323.

GILBERT, G. 1973 Lichens and air pollution. EN: Ahmadjian, V. Y M. Hale (eds.) The Lichens. Academic Press. New York.

GLATER, P.A.B. Y L. HERNANDEZ. 1972. Lead detection in living plant tissue using a new histochemical method. NOVA 22 (6): 463-467.

GOUGH, L.P., L.L. JACKSON Y J.S. SACHIN. 1988a. Determining base-line element composition of lichens II. Ureodoxia antarctica and Manea sp. at Redwood National Park, California. Water, Air & Soil Pollut. 38: 163-180.

BOUG, L.P., A.C. SEVERSON Y L.L. JACKSON. 1938b. Determining baseline element composition of lichens: I. *Parmelia sulcata* at Theodore Roosevelt National Park, North Dakota. Water, Air & Soil Pollut. 23: 157-167.

GONZALEZ DE LA ROSA, B.E. Y G. SUCMAN. 1976. Estudios sobre los líquenes de México - III. Observaciones sobre especies no consideradas anteriormente. Col. Soc. Mex. Mic. 10: 27-34.

GONZALEZ, F. 1980. Procedores para en las zonas agrícolas del Distrito Federal. Instituto de Ecología, A. C. México, D.F.

GREEN, D., M. COOCH, S. McPHERSON, M. HENZI, M.I. ALEXANDER Y D.W. BARNALL. 1986. Interaction of gold (II) and gold (III) complexes with silver biomass. Environ. Sci. & Technol. 20: 229-232.

GREY, G. W. Y F.L. SENE. 1978. Benefits of the urban forest. Chap. IV. Urban forestry. I.W. Wiley and Sons, New York.

GRODINSKY, W. Y L.R. POPE. 1981. Species and ecosystem level bioindicators of airborne pollution. An analysis of two major studies. Water, Air & Soil Pollut. 14: 29-30.

SUCMAN, G. Y GONZALEZ DE LA ROSA, M. E. 1976. Estudios sobre los líquenes de México. IV. Especies de *Ulex* citadas por Motz en 1906-1908 en Méjico. Col. Soc. Mex. Mic. 10: 65-77.

SUCMAN-DAY-LONG, G. Y D. VAREZ. 1987. Observaciones sobre los líquenes de Jalisco de Chiapas. Rev. Mex. Mic. 9: 217-230.

HALE, M. E. 1969. How to save the timbers. 2nd. ed. Wm. C. Brown, Co. Iowa.

MARSHALL, R. M. Y W. CLIFF WILLIAMS. 1981. Characterization of airborne heavy metals within a primary tin-lead smelting works. Sci. Total. Env. 12: 1197-1204.

HARRINGTON, L.L. Y F. COBE. 1971. Qualitative scale for estimating sulfur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. Biome 2: 143-147.

HARRINGTON, L.L. Y F. COBE. 1978. Lichens as pollution monitors. The Camelot Press. U.K. London.

HARRINGTON, L.L. Y F. COBE. 1984. The lichen fungi. Blackie, London.

HEFF, W.W. Y CH. E. WILSON. 1989. Effects of air pollutants on plants. En: Autonia. M.E. J. G. Tech. eds. Introduction to environmental botany. 1985-1986. Elsevier B.V. Holland, The

- HERNANDEZ, T.T., L.L. DE BAUER Y M.V. KRUSK. 1982. Efecto por pesas occidentales en pinos y avens. reconocimiento y evaluación. en: El Ajuaco. I.F. Revista de Ciencias VII. No. 31-34.
- HERNANDEZ, T.T. Y L.L. DE BAUER. 1984. Evolución del daño por pesas occidentales en Pinus hartwegii y Pinus molleana Lam. Lindl. en El Ajuaco. I.F. Agrociencia 36: 182-194.
- HEINTZHEBERG, J. 1989. Fine particles in the global troposphere. A review. Tellus 41 p: 149-160.
- HICKS, D.D. y M.L. NESELY. 1980. Some direct measurements atmospheric sulphur fluxes over a pine plantation. Atmos. Environ. 14: 212: 2891-2901.
- IBARRA, O.I. 1937. Delegación Tlalca. EN: Atlas de la Ciudad de México. D.F. El Colegio de México (ed.) 319-314. Plaza y Valdés. México.
- JAMES, P.W., D.L. HANSMWORTH Y S. ROSE. 1977. Lichen communities in the British Isles. EN: Seaward, N.F.L. (ed.) Lichen Ecology. Academic Press, London.
- JAUREGUI, G.E. 1971. Mesomicroclima de la Ciudad de México. Instituto de Geografía. UNAM, México.
- JAUREGUI, G.E. 1975. Microclima del Bosque de Chapultepec. Boletín 6: 62-71. Instituto de Geografía. UNAM.
- JAUREGUI, G.E. 1983. Una primera estimación de las condiciones de difusión atmosférica en la República Mexicana. Boletín 14: 9-51. Instituto de Geografía. UNAM.
- JAUREGUI, G.E. 1987. Clima de la ciudad de México. EN: Atlas de la Ciudad de México. D.F. El Colegio de México (ed.) 37-39. Plaza y Valdés. México.
- JAUREGUI, G. E. 1990. Local wind and air pollution interaction in the Mexico Basin. Biometeorology 1: 131-140.
- JAUREGUI, G.E. 1989. Variaciones espaciales y temporales del fondo atmosférico en la Ciudad de México. Geografía y Desarrollo 2 (en prensa).
- JOHNSON, G.T. Y G.C. HYNER. 1964. The mechanisms of calcium uptake by Saccharomyces cerevisiae. Mycologia 58: 91-97.
- KHANDEKAR, R.N., D.N. TELIAR Y K.G. VOHRA. 1980. Lead, cadmium, zinc, copper and iron in the atmosphere of Greater Bombay. Atmos. Environ. 14: 457-461.

HINGSTON, L., S. LEHARNE & M. McNEE. 1967. A survey of vehicular lead deposition in a wood-land ecosystem. Water, Air & Soil Pollut. 2: 139-150.

LAMLEY, J. & M.E. HALE. 1979. Lichen growth responses to stress involved by automobile exhaust pollution. Science 204: 423-424.

LEMAISTRE, D. 1964. Influence of automobile exhaust and lead on the cytochemical change of two lichens measured by a new oxygen electrode method. Environ. Pollut. (ed. Lichen Physiology and Cell Biology). 170-184. Plenum Press, New York.

LEBLANC, F. & J. DE BLOOVER. 1976. Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses. Can. Jour. Bot. 54: 1487-1493.

LEBLANC, F. & H. PACO. 1973. Effects of sulfur dioxide on lichen and moss transplants. Ecology 54: 612-617.

LEONARDI, G. & R. BORTOLLE. I.M. PACO. 1974. Ann. Natl. Inst. Ital. Sci. 42: 407-42.

LORENZINI, G. & F. FIDINER. 1968. Metal uptake by plants from birch forest near a copper smelter in Norway. Water, Air & Soil Pollut. 2: 25-30.

LOPEZ RESENDI, F. 1967. Geomorfología. En: Atlas de la Ciudad de México. I.M. El Colegio de México (ed.). 236p. Plaza y Valdes, México.

LOPEZ RESENDI, F. & J. MORALES. 1969. The description of particles to a fine dustfall. Environ. Water Meteorol. 2: 105-116.

MILL, G. & G. TOROPEDA. 1967. Vegetación de la cuenca de México. En: Atlas de la Ciudad de México. I.M. El Colegio de México (ed.). 236p. Plaza y Valdes, México.

MORALES, J. 1967. Geología. En: Atlas de la Ciudad de México. I.M. El Colegio de México (ed.). 236p. Plaza y Valdes, México.

MURPHY, L., J. LAROCHE, R. J. CASSELLLO, L. J. FUCHETT & L. R. CHAMBERLAIN. 1974. Isotope exchange equilibrium and mass balance in the upper atmosphere of Antarctica. Ann. Natl. Inst. Ital. Sci. 42: 720-725.

NIEBERG, E. & J. FUCHETT & E. GRACE. 1974a. The uptake of nickel by Schizocarpus mollebrasilis, a photosynthetic process. Ann. Natl. Inst. Ital. Sci. 42: 724-725.

NIEDER, E., D.L.C. RICHARDSON, J.J. PUCKETT, F.L. TOMASSINI. 1978a. The phytotoxicity of SO₂ in relation to measurable responses in lichens. EN: Mansfield, T.A. (ed.) Effects of air pollution on plants. 61-86. Cambridge University Press, Cambridge.

NIEDER, E., J.J. PUCKETT, D.H.C. RICHARDSON, F.L. TOMASSINI Y B. GRACE. 1978b. The ecological and physicochemical aspects of the accumulation of heavy metals and sulphur dioxide in lichens. Symposium Proceedings: 1. International Conference on Heavy Metals in the Environment, 231-234.

NIETO, F.L. 1984. Criterios de deterioro del arbolado en algunos bosques de la Sierra de El Escorial. Sierra 11: 37-41.

ONILE, F.M., G. TANZI, F.L. FANELLI. 1977. A model for uptake of pollutants by vegetation. JALIA 11: 1191-1193.

PAAVILAINEN, P., R.J. FINNE. 1979. Growth rates and heavy metal concentrations of five moss species in acidified spruce forest. Landscape 9: 77-81.

PAAVILAINEN, P. 1984. Mineral element accumulation in bog lichens. EN: Brown, B.H. (ed.) Lichen Physiology and Cell Ecology. 185-192. Plenum Press, New York.

PILEGGAARD, K. 1978. Airborne metals and SO₂ monitored by epiphytic lichens in an industrial area. Environ. Pollut. 17: 81-92.

PILEGGAARD, K. 1979. Heavy metals in bulk precipitation and transplanted Hypoxemia muscopolis and Dicranoweisia circuta in the vicinity of a Danish steelwork. Water, Air & Soil Pollut. 11: 37-91.

PILEGGAARD, K., L. RASMUSSEN, H. GRIGEN. 1979. Atmospheric background deposition of heavy metals in lichen monitored by epiphytic crustoseans. Ann. Appl. Biol. 11: 243-273.

PINNEY, R.J., J. I. PELHAM. 1961. On the precipitation-vegetation-climate connection in the Washington, D.C. area. Atmos. Environ. 17: 221-224.

PUCKETT, J.J. 1971. The effects of heavy metals on some aspects of lichen physiology. Can. Jour. Bot. 51: 2695-2703.

PUCKETT, J.J. 1981. Temporal variation in lichen element levels. IN: Brown, B.H. (ed.) Lichen Physiology and Cell Biology. 211-226. Plenum Press, New York.

RAO, N.D., G. ROBITAILLE Y F. LAFLAND. 1977. Influence of heavy metal pollution on lichens and bryophytes. Journ. Natl. Bot. Lab. 42: 213-239.

RAPOPORT, E., M.R. DIAZ Y I. R. LOPEZ. 1983. Aspectos de la ecología urbana en la Ciudad de México. Limusa, México.

RAHMUSEN, R.A. 1972. What do the hydrocarbons from trees contribute to air pollution? JAPCA 22 (7): 937-943.

RICHARDSON, D.H.S. 1973. Photosynthesis and carbohydrate movement. IN: Ahmadjian, V. & M. Hale. (eds.) The Lichens. 249-295. Academic Press, New York.

RICHARDSON, D.H. Y E. NIEBOER. 1961. The uptake of nickel by lichen thalli of the genera Umbilicaria and Peltigera. Lichenologist 15 (1): 81-88.

RICHARDSON, D.H. Y S. MIANO. Y ANNADJIAN, E. NIEBOER. 1964. Lead and uranium uptake by lichens. EN: Brown, P.H. (ed.) Lichens: On Biology and Cell Biology. 227-240. McGraw-Hill, New York.

RIVA, L.F. 1967. Contaminación del ecosistema de la Ciudad de México. EN: Atlas de la Ciudad de México. D.F. El Colegio de México (ed.). 219-231. Flares y Valdes.

ROSAS, J., M.E. CARBAJAL, S. GOMEZ-ARROYO, F. BELMONT Y R. VILLALGOS-RIETRINE. 1984. Cytogenetic effects of cadmium accumulation on water hyacinth (Eichhornia crassipes). Environ. Res. 22: 384-395.

ROTHENBERG, S.S. 1966. Resultados preliminares del estudio piloto de plomo en la Ciudad de México. Memorias II Reunión de Investigación y Enseñanza. Instituto Mexicano de Psiquiatría.

RUNLING, A. Y G. TYLER. 1973. Heavy metal deposition in Scandinavia. Water, Air & Soil Pollut. 2: 261-270.

RZEDEWSKI. 1961. La vegetación de México. Limusa, México.

SANDERS, R.C. 1986. Urban vegetation impacts on the hydrology of Carter Oaks. Urban Ecology 2: 314-376.

SEMME. 1964. Informe sobre el estado del medio ambiente en México.

SEMME. 1983. Plan Nacional de Ecología.

SPENDLOVE, J.C., S.J. SEDITA, P. O'DRIEN Y C. LUE-HING. 1981. The suppression of microbial aerosols by vegetation. JAPCA 31 (12): 1279-1280.

- PRO, H.L., G. ROBITAILLE Y F. LeBLANC. 1977. Influence of heavy metal pollution on lichens and bryophytes. Jour. Natl. Bot. Lib. 42: 119-239.
- RAPOPORT, E., M.F. DIAC Y I. R. LOPEZ. 1985. Aspectos de la ecología urbana en la Ciudad de México. Limusa, México.
- RACHMUDEN, R.A. 1972. What do the hydrocarbons from trees contribute to air pollution? JARCA 22 (7): 537-543.
- RICHARDSON, B.H.C. 1973. Photosynthesis and carbohydrate movement. In: Ahmadjian, V. & M. Hale. (eds.) The Lichens. 249-289. Academic Press, New York.
- RICHARDSON, I.H. Y E. NIEBOER. 1980. The uptake of nickel by lichens, thalli of the genera Umbilicaria and Peltigera. Limnology and Oceanography 15 (1): 81-88.
- RICHARDSON, I.H., J. HANIS, V. AHMADJIAN, E. NIEBOER. 1984. Lead and uranium uptake by lichens. Ed: Brown, I.H. (ed.) Lichen Toxicology and Cell Biology. 227-246. Plenum Press, New York.
- ROSA, I.E. 1987. Contaminación del ecosistema de la Ciudad de México. En: Atlas de la Ciudad de México. IMU. El Colegio de México (ed.). 228-231. Piza y Valdés.
- ROSAS, I., M.E. CARBAJAL, G. GOMEZ-ARROYO, P. BELMONT Y R. VILLALOBOS-PISTRINI. 1984. Cytogenetic effects of cadmium accumulation on water hyacinth (Eichhornia crassipes). Environ. Res. 20: 399-395.
- ROSENBERG, I.J. 1986. Resultados preliminares del estudio piloto de plomo en la Ciudad de México. Memorias II Reunión de Investigación y Enseñanza. Instituto Mexicano de Psiquiatría.
- RURLING, A. Y G. TYLER. 1972. Heavy metal deposition in Scandinavia. Water, Air & Soil Pollut. 2: 261-270.
- REIDORONI 1961. La vegetación de México. Limusa, México.
- SANDERS, F.A. 1986. Urban vegetation impacts on the hydrology of western Ohio. Urban Ecology 2: 376-376.
- SCHEIDT. 1984. Informe sobre el estado del medio ambiente en México.
- SPENGLER, J.C., G.J. SCHILK, P. O'DRIEM Y C. LUE-HING. 1981. The suppression of microbial aerosols by vegetation. JARCA 31 (12): 1279-1300.

STEVENS, G.N. 1961. Tropical-subtropical Ramalinae in the Ramalina fernaceae complex. Lichenologist 17 (3): 213-229.

SUNKEL, O. 1980. Introducción. EN: Sunkel, O. y N. Gligo (eds.) Estilos de desarrollo y medio ambiente en América Latina, 1964. Fondo de Cultura Económica, México.

TUOHIMEN, Y. y I. SAARINEN. 1973. Absorption and accumulation of mineral elements and radioactive nuclides. EN: Ahmadjian, V. y M. Hale (eds.) The Lichens, 183-224. Academic Press, New York.

VALVERDE, O. y A.R. AGUILAR. 1987. Localización geográfica de la ciudad de México. EN: Atlas de la Ciudad de México. DDF., El Colegio de México. (eds.) 1P-12. Plaza y Valdés, México.

VERA, M.E. 1981. Los líquenes como agentes de intemperismo y formación de suelos. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM.

WINCHESTER, J.A., H. DARDI, A.C.S. LESLIE, W. HINGMING, F. LINH y L. VEDRIZ. 1981. Aerosol composition in relation to air mass movements in North China. EN: Masarik, E.B. y F.S. Hopke (eds.) Atmospheric Aerosols: Source-sink quality relationships. American Chemical Society, pp. 287-301.