

12
2ej.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

ACUMULACION Y TRANSLOCACION DE PLOMO EN
VEGETALES, EN UNA ZONA URBANA DEL
DISTRITO FEDERAL.

TESIS PROFESIONAL

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE :
MAESTRIA EN CIENCIAS
(BIOLOGIA)

P R E S E N T A :
BIOL. MONICA COUTIÑO ALVARADO

MEXICO D. F.

1989

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis 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.

C O N T E N I D O

	Páginas
RESUMEN	1
INTRODUCCION	3
OBJETIVOS	6
FUENTES DE PLOMO AL AMBIENTE	8
I Emisiones de plomo provenientes de automóviles	9
II Emisiones de plomo provenientes de la combustión del carbón	17
III Emisiones de plomo provenientes de las fundidoras y refinerías	18
TRANSPORTE ATMOSFERICO DE LOS AEROSOLES DE PLOMO	21
I Factores que influyen en el transporte atmosférico del plomo	21
II Modelos matemáticos sobre dispersión del plomo en ambientes urbanos	23
III Transporte de aerosoles de plomo a ambientes lejanos de localidades urbanas	29
IV Mecanismos de remoción del plomo atmosférico	31
PRESENCIA DEL PLOMO EN EL SUELO	33
I Origen y frecuencia del plomo natural en el suelo.	33
II Presencia del plomo antropogénico en el suelo	38
III Distribución vertical de plomo en suelo	42
IV Comportamiento físico y químico del plomo presente en el suelo	44
V Efecto del plomo en la biota del suelo	49
VI Legislación sobre niveles del plomo en suelos	51
PLOMO EN LA VEGETACION	59
I Factores que determinan la entrada del plomo en la vegetación	59
II Entrada del plomo a los vegetales y su trans locación	66
III Impactación del plomo atmosférico en el follaje de las plantas	70

	Páginas
IV Comportamiento del plomo dentro del vegetal	72
V Eliminación del plomo por las plantas	80
VI Papel que juegan los estomas en proteger a las plantas de la entrada de contaminantes atmosféricos	82
VII Efectos del plomo en las plantas	85
VIII Inhibición del plomo en la descomposición de la materia vegetal	95
IX Los vegetales como indicadores de la presencia de metales pesados en el suelo y la atmósfera	96
X Legislación del contenido de plomo en plantas	102
EL PLOMO EN LOS AMBIENTES DE LAS VIAS VEHICULARES	104
I Composición química del plomo presente en el ambiente de las vías vehiculares	104
II Dispersión y distribución	105
III Niveles de plomo en atmósfera, suelo y vegetación	109
DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO	125
METODOLOGIA	128
RESULTADOS	138
ANALISIS CUANTITATIVO DEL PLOMO	
Aire	138
Lluvia	141
Vegetales y suelo	141
ANALISIS CUALITATIVO DEL PLOMO	147
ANALISIS ESTADISTICO	150
DISCUSION	
Aire y lluvia	152
Suelo	158
Plomo adsorbido en las estructuras foliares en estudio	163
Plomo absorbido en hoja, tallo y raíz de los vegetales en estudio	169

	Páginas
Movilización del plomo dentro del vegetal	176
Nivel de fondo	189
LITERATURA CITADA	192
TABLAS	213
FIGURAS	220

R E S U M E N

La urbanización en la Ciudad de México, ha traído como consecuencia, una reducción considerable de áreas verdes, además de este hecho el alto índice de contaminación atmosférica afecta en gran medida a la vegetación existente. Un contaminante ampliamente distribuido en zonas urbanas es el plomo, metal que proviene principalmente del empleo por automotores de combustión interna de la gasolina que utiliza el tetraetilo de plomo como antidetonante. El plomo presente en las aeropartículas puede ser transportado, depositado o impactado, llegando a afectar el sistema suelo-vegetal.

En el presente estudio llevado a cabo en el circuito exterior de la Ciudad Universitaria (Centro de Ciencias de la Atmósfera) se evaluó el contenido de plomo en aire, lluvia, suelo y de plomo adsorbido y absorbido en las estructuras vegetales de Liquidambar styraciflua, Ricinus communis y Pinus radiata, así como en éstas se determinó la distribución del metal en los tejidos de la hoja, el tallo y la raíz.

En cuanto a los resultados, se encontró en el aire, que las concentraciones más altas de plomo están asociadas a la fracción respirable y que la concentración promedio (media aritmética de tres meses) rebasa el límite establecido de $1.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La lluvia presentó concentraciones de plomo de 9.8 a $72.9 \mu\text{g}/\text{L}$, lo que indica que ejerce una remoción del metal a través del lavado atmosférico depositándolo en suelo y vegetación. Las características físicas y químicas del suelo de la localidad influyeron en la disponibilidad del plomo a las plantas vía-raíz, encontrándose que únicamente el 4% del plomo está en forma disponible. En lo referente al plomo adsorbido en las hojas, se detectó que de las tres especies estudiadas, las acículas de Pinus radiata fue-

ron las que presentaron la mayor concentración del metal, a comparación de las hojas de Ricinus communis que manifestaron los niveles más bajos, ello indica que el área foliar no es una característica relevante que facilite la impactación de las partículas. El plomo contenido en las diversas estructuras de las plantas registró niveles máximos tanto en las hojas del liquidambar como en las acículas del pino, lo cual denota que la principal vía de entrada del metal a estas especies se da por atmósfera-hoja, a diferencia del ricino donde la concentración máxima de plomo se detectó en la raíz, predominando la entrada del plomo a través del suelo. En las estructuras de L. styraciflua se detectaron las concentraciones de plomo más altas. El plomo se encontró distribuido en todos los tejidos que conforman a la hoja, tallo y raíz, variando en proporción en cada uno de ellos, concentrándose principalmente en epidermis y parénquima de la hoja, y en peridermis y córtex del tallo y raíz. Este hecho manifiesta que el plomo soluble que llega a entrar a las plantas ya sea a través de la raíz o por vía foliar, puede translocarse en cantidades muy bajas a las diferentes estructuras.

En esta investigación los vegetales en estudio no presentaron daños visibles que pudieran ser asociados con las concentraciones de plomo detectadas, debido a que los niveles acumulados fueron bajos en comparación con los citados en vegetación urbana y cercana a vías vehiculares.

I N T R O D U C C I O N

La contaminación del ambiente de origen antropogénico es uno de los principales problemas que afecta a todo el mundo. La Ciudad de México presenta altos índices de contaminación, lo cual aunado a su situación geográfica y topográfica propicia su incremento con facilidad. La ciudad se encuentra localizada en el sureste de la Cuenca del Valle de México, a una altitud de 2,240 m.s.n.m. a $19^{\circ}26'13''$ Latitud Norte y a 99° Longitud Oeste, lo que propicia la formación de inversiones térmicas por la presencia de masas de aire frío estacionario en el Valle de México. Su número de habitantes es cercano a los 20 millones (en 40 años, de 1940 a 1980, el porcentaje de la población urbana se incrementó de 21.8% a un 60.20%); el número de automóviles que circulan por la ciudad es alrededor de los dos y medio millones, con un crecimiento anual esperado de aproximadamente 6% y una vida media por vehículo de 12 años (las emisiones anuales que liberan a la atmósfera, se calculan cercanas a 4,942,400 toneladas); se localizan en su territorio un gran número de industrias, existen 1,500 establecimientos industriales, de los cuales 70 son responsables del 85% de las emisiones (SEDUE, 1986; Bravo, 1987).

Entre los principales contaminantes que se encuentran en la atmósfera de la Ciudad de México, están: monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrógeno (NO_x), hidrocarburos (HC), óxidos de azufre (SO_x), oxidantes fotoquímicos y las partículas que pueden portar tanto metales pesados como diferentes compuestos, entre los que predominan silicatos y sulfatos.

Las emisiones atmosféricas anuales de contaminantes en el país rebasan los 16 millones de toneladas, de éstos el 65% es de origen vehicular y el 35% restante tiene como fuente a las industrias.

El Distrito Federal genera el 23.6% de dichas emisiones, de las cuales el 85% es ocasionada por los automóviles, el 10% por industrias y el 5% restante por otros.

Así pues, los automóviles son la fuente primaria de contaminación, en la gran zona metropolitana de la Ciudad de México. Estos a su vez emiten al ambiente grandes cantidades de plomo en forma, particulada, debido a que utilizan como combustible gasolina que contiene un compuesto orgánico hecho a base de plomo, el tetraetilo de plomo, cuya función es disminuir el octanaje del combustible y evitar las detonaciones en el motor. Durante la combustión de la gasolina se generan y se liberan a la atmósfera hidrocarburos, óxidos de plomo inorgánico, oxicarbonatos, carbonatos y haluros de plomo (en la forma de bromocloruros de plomo, cloruros de plomo y bromuros de plomo). Petroleos Mexicanos ha marcado un límite máximo en el contenido de tetraetilo de plomo para la gasolina el cual es de 2.0 ml/gal. con vías a disminuir este nivel. Debe considerarse que los automóviles emiten a la atmósfera 32 Ton/día de plomo y el 81% de los contaminantes en masa.

Además de los automóviles, las industrias también contribuyen con plomo a la atmósfera (mediante la liberación de partículas que contienen plomo), principalmente la Industria Metalúrgica, Química y Petrolera. El plomo ha sido utilizado ampliamente por la industria debido a que presenta características que facilitan su manejo, como: gran resistencia a la corrosión, alta ductibilidad y alta conductividad eléctrica y calorífica; es estable ante la radioactividad, muy denso, tiene afinidad con otros metales para formar aleaciones y presenta un punto de fusión bajo.

La producción mundial del plomo ha sido estimada en aproximadamente 3,500,000 Ton/año, de las cuales México ha producido alrededor del 6%. En 1977, México elaboró 200 Ton de plomo; y con res-

pecto a la producción de metales industriales, el plomo representa el 15% de la producción nacional (PEMEX, 1986).

El plomo es un elemento que se encuentra en forma natural en la corteza terrestre, pero su gran explotación ha ocasionado que se le detecte en niveles contaminantes en el ambiente, y como puede observarse por los datos antes mencionados, tanto los automóviles como las industrias son los responsables de los altos niveles de plomo detectados en la atmósfera (en 1970, se registraron concentraciones de plomo de $5.11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Bravo, 1987)), y por consiguiente de su posible distribución en agua, suelo y vegetales.

Tomando en cuenta a los automóviles como fuente primaria de contaminación por plomo en zonas urbanas, éstas a su vez, representan ambientes potencialmente nocivos tanto para humanos como para animales y plantas, ya que el plomo liberado a la atmósfera puede ser transferido al suelo, a las plantas y a los animales por sedimentación, impactación, precipitación ó inhalación, lo cual va a estar en función de la densidad del tránsito vehicular, velocidad de sedimentación de las partículas y de factores meteorológicos, principalmente de la dirección y velocidad del viento (Chow, 1970; Heichel y Hankin, 1972; Smith, 1973).

La depositación en el ambiente de partículas que llevan plomo consigo, ha sido estimada en cantidades que varían desde $7.1 \text{ mg}/\text{m}^2$ (Dinamarca) hasta en $100 \text{ mg}/\text{m}^2$ (Chicago), (Chamberlain, 1983). Los niveles de plomo que se han registrado en la atmósfera mantienen variaciones desde 0.0003 hasta $0.0015 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en la atmósfera del Océano Pacífico (Chow et al., 1969), en concentraciones promedio alrededor de $0.19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en ambientes rurales (Pilotte et al., 1978), y en zonas urbanas se han registrado concentraciones de plomo que se pueden manifestar en niveles tan bajos como $0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Rohbock et al., 1980) hasta muy altos, como $98 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Coghi y Ballelli, 1967), éstos se han

presentado en condiciones de contaminación muy severas.

Las concentraciones de plomo que se han detectado en suelos de localidades urbanas mantienen un intervalo que va desde 30 mg/g hasta 1621 mg/g (Davies y Holmes, 1972; Little y Wiffen, 1978). En cuanto a los registros que se tienen del contenido de plomo en vegetación de zonas urbanas, la mayoría de ellos reporta una concentración promedio entre 100 y 200 ppm (Linzon et al., 1976; Smith, 1972).

Por lo anterior, las concentraciones de plomo que se manifiesten ya sea en aire, suelo ó vegetación van a depender del grado de contaminación que tenga la ciudad. En la zona metropolitana de la Ciudad de México, no se han realizado investigaciones que traten la problemática del plomo en el ambiente (considerando su presencia en la atmósfera y su distribución en suelo y vegetación); los pocos estudios que se han efectuado sólo mencionan algunos aspectos y únicamente presentan datos aislados del monitoreo del plomo en la atmósfera

O B J E T I V O S

Los objetivos de esta investigación son: tratar de evaluar el comportamiento del plomo en un ambiente urbano densamente poblado como lo es la Ciudad de México, específicamente en la zona Sur, en la Ciudad Universitaria, donde existe una gran afluencia de automóviles casi ininterrumpida desde las 7 a.m. hasta las 10 p.m.

Realizar un monitoreo en los alrededores del Centro de Ciencias de la Atmósfera, de los niveles de plomo en aire, lluvia, suelo y diferentes estructuras vegetales como hoja, tallo y raíz de dos especies arbóreas, Liquidambar styraciflua y Pinus radiata y una arbustiva, Ricinus communis (considerando en éstas tanto el plomo depositado como el absorbido). Todo ello para determinar el grado de distribución y comportamiento que tiene el plomo en el ambiente.

Determinar la distribución del plomo en los diferentes tejidos que conforman a las estructuras vegetales con el fin de registrar una posible translocación de este metal a través de las plantas y en que tejido puede llegar a acumularse en mayor proporción.

FUENTES DE PLOMO AL AMBIENTE

El plomo es considerado un constituyente natural del suelo, agua y aire. Su fuente natural radica en el suelo (minerales). A diferencia de otros metales, el plomo en su forma elemental, no representa riesgos de contaminación (Hall, 1972). Sin embargo, la acción antropogénica lo ha introducido al ambiente, en grandes cantidades, convirtiéndolo de esta forma en un contaminante de amplia distribución, ya que puede ser transportado por largas distancias mediante la acción del viento y de la lluvia.

Desde tiempos inmemoriales, el plomo ha tenido diversos usos, debido a que es un metal de fácil extracción en minas naturales y además presenta alta ductibilidad y resistencia a la corrosión.

En la época moderna, el plomo ha sido utilizado para la manufactura de tanques, cisternas, pipas de agua, esculturas, etc., forma parte de sustancias que se utilizan para proteger metal, madera y otras superficies y es compuesto primario de pinturas, barnices y vidrios, así como de algunos insecticidas inorgánicos. Esto trae como consecuencia que sus desechos (con diferente dimensión y grado de composición) puedan ser reciclados entre los diferentes elementos del ecosistema (Briggs, 1976).

Puede considerarse que en una zona urbana, la fuente principal del plomo ambiental, proviene de los automóviles, específicamente del proceso de combustión de la gasolina que contiene plomo, el cual se realiza en el interior de los motores, originando liberación de aerosoles que llevan plomo a través de sus escapes; también se consideran fuentes significativas de plomo a las industrias, fundidoras de plomo, refinerías y minas, sitios en donde el plomo está siendo minado, fundido y refinado y además se está llevando a cabo la combustión del carbono que tiene como impurezas a los metales como el plomo y también se quema aceite como combustible; todo ello provocando la liberación del metal al ambiente (Corrin y Natusch, 1980)

I Emisiones de plomo provenientes de automoviles

Una evidencia clara, que ilustra que el incremento del plomo ambiental en zonas urbanas, se debe en su mayor parte a la aparición de los automoviles, esta dada por un estudio realizado en el norte de Groelandia, donde registros de plomo tomados en diferentes muestras de nieve indican que después del año de 1750 había 20 mg de Pb/ Ton de hielo, manteniendose este nivel hasta la Revolución Industrial; aumentando en 1860 esta cantidad a más de 50 mg de Pb/ Ton de hielo, posteriormente se detecta otro incremento debido al crecimiento de la industria automotriz a partir de la segunda guerra mundial, siendo este en 1940 de 80 mg de Pb/ Ton de hielo; en 1950 de 120 y en 1965 de 210 mg de Pb/ Ton de hielo.

La contribución del plomo a través de los automóviles, incluye tanto partículas de plomo (en forma de diferentes compuestos), como vapores orgánicos de plomo; ambos, pueden originar efectos tóxicos considerables en el hombre, plantas y animales (Wheeler y Rolfe, 1979). Ha sido reportado que el porcentaje de las emisiones de Pb provenientes de los automóviles que utilizan combustible que contiene como antidetonante al Pb (tetraetilo ó tetrametilo de Pb); un 90% es equivalente a partículas y el 10% restante a vapores orgánicos (Corrin y Natusch, 1980).

La concentración del Pb atmosférico, va a depender de la distancia a la vía vehicular, densidad del tránsito, velocidad y dirección del viento, topografía y estabilidad atmosférica; factores que en gran medida determinan la dispersión ascendente del plomo presente en el suelo (Little y Wiffen, 1978).

Composición química

La contaminación que se origina por la combustión de la gasolina que contiene plomo en los automoviles, esta dada específicamente por los alquiles de plomo que contiene y que funcionan como antidetonantes (procedimiento, considerado como el más económico para tal función). Durante el período de 1923 y 1964, han sufrido combustión más de 2.6×10^9 Kg de plomo en forma de alquiles de plomo.

Los principales compuestos que se utilizan como antidetonantes son: tetraetilo de plomo -TEPb- ($(C_2H_5)_4Pb$) y tetrametilo de plomo -TMPb- ($(CH_3)_4Pb$), también se utilizan mezclas de los dos. El TEPb ha sido utilizado desde 1920 y el TMPb desde 1960. Si se compara el proceso de combustión de los dos compuestos anteriores, el TMPb presenta ciertas características que le permiten contribuir al aumento de la contaminación por plomo en la atmósfera, tales como: volatilidad, estabilidad térmica y fotólisis alta, todo ello le permite tener un tiempo de residencia mayor en la atmósfera a comparación del TEPb. La utilización de agentes antidetonantes de TMPb producen altas fracciones de alquiles de plomo atmosférico que no han sufrido una combustión completa, y proporcionan cerca de 3/4 partes del plomo gaseoso total atmosférico, mientras que el TEPb, se detecta en concentraciones menores. Se ha encontrado que los alquiles de plomo están involucrados en el proceso de formación del Smog fotoquímico (Rohbock et al., 1980).

Existen otros compuestos orgánicos halogenados, que también son empleados como antidetonantes, pero en menor cantidad, estos son: $(CH_3)_3(C_2H_5)Pb$, $(CH_3)_2(C_2H_5)_2Pb$ y $(CH_3)(C_2H_5)_3Pb$. De todos los compuestos anteriores, se detectó en una atmósfera adyacente a una vía vehicular muy transitada, que el único compuesto de plomo presente era el TMPb, el cual se presentaba en una concentración que variaba de 1-20% del plomo total (Corrin y Natusch, 1980).

La cantidad de plomo suministrada a la gasolina (en forma alquil) varía de 2-4 g/gal, siendo el contenido promedio de 2.5 g/gal. El consumo anual de plomo en la gasolina, desde mediados de 1940, ha sido de 90×10^6 Kg, incrementándose desde 1970 a más de 220×10^6 .

Ha sido detectado que no todo el plomo que sufre combustión en los motores de los automóviles, es liberado a la atmósfera, de éste, un 25% puede ser atrapado en el sistema de escape o ser removido durante cambios de lubricación del aceite (Hirschler y Gilbert, 1964; Smith, 1976).

El proceso de liberación del plomo a la atmósfera, está vinculado con las condiciones y velocidad de manejo, edad del vehículo y tipo de combustible empleado. En general se asume que en miles de kilómetros manejados, del plomo total que sufre combustión, solo se libera a la atmósfera de un 70 a un 80%. En promedio los automóviles, pueden liberar al ambiente más de 81 mg de Pb/Km; sin embargo existen divergencias al respecto, algunos reportan que esta emisión, puede ser de 108 mg de Pb/mi y otros de 40 mg de Pb/mi (Ter Haar, 1971; Cantwell et al., 1972).

El mecanismo de formación de aerosoles de plomo, durante la combustión de la gasolina, es el siguiente; los alquiles de plomo mezclados en la gasolina como agentes antidetonantes están sujetos durante la combustión, a temperaturas y presiones elevadas, convirtiéndose a óxidos de plomo, cuya función es inhibir las detonaciones en el motor, estos óxidos de plomo reaccionan con otros aditivos presentes en el combustible, y abandonan el motor a través del escape en la forma de sales de plomo, tales como:

Haluros de Plomo ($PbCl.Br$, $PbCl_2$, y $PbBr_2$). Estas sales primarias son introducidas a la atmósfera en un 80-100%.

$-NH_4Cl.2PbCl.Br$

$-NH_4Cl.2PbCl.Br$

$2NH_4Cl.PbCl.Br$

$3Pb_3(Pb_4)_2.PbCl.Br$

$PbSO_4$

La composición exacta de los compuestos anteriores, va a depender del tipo de combustible empleado, velocidad y condiciones de manejo. Los complejos de amonio son secundarios, tienen en cantidad abundante la sal doble cloruro de amonio-clorobromuro de plomo; el mecanismo que sufren estas sales en la atmósfera no está muy bien entendido. Pierrar (1969), ha sugerido que el bromocloruro de plomo, sufre una descomposición fotoquímica con la formación de óxidos de plomo y la liberación de halógenos de Cl y Br. Boyer y Laitinen (1974) encontraron que existe un aumento exponencial en la producción de halógenos de bromo, debi

do a un incremento en la absorción de los haluros de plomo por fotones. Robbins y Snitz (1972) y Ter Haar y Bayard (1971) confirman la liberación de los halógenos presentes como sales de plomo que salen del escape, pero no apoyan el mecanismo fotoquímico, por lo que sugieren que los haluros de plomo son transformados principalmente a óxidos de plomo y carbonatos de plomo; todo ello como resultado de un análisis de compuestos de plomo, realizado en una atmósfera rural, encontrando: 30% de $PbCO_3$, 27% de $(PbO)_2PbCO_3$, 20% de PbO_x , 5% de $PbO.PbSO_4$, 5% de $PbCl_2$, 4% de $Pb(OH)Cl$ y 3% de $PbSO_4$. Otros estudios proporcionan evidencias de que los halógenos no se liberan de las sales provenientes del escape.

Bomback et al. (1975) detectaron que las sales de plomo como: $PbSO_4$ y $Pb_3(PO_4)_2$ se acumulan en los convertidores catalíticos de los motores, donde posteriormente pueden romperse y ser liberados.

Es de primordial importancia especificar la composición química de los compuestos que son liberados por los escapes de los automoviles, en la medida de un significado ambiental, considerando que los haluros de plomo son relativamente solubles a comparación de los sulfatos y óxidos de plomo (Smith, 1976).

Características físicas

-Pb gaseoso-

Los alquiles de plomo presentes en la gasolina son quemados en la máquina, y abandonan ésta a través del escape en forma predominante de halógenos de plomo, unidos a partículas pequeñas; siendo insignificante la liberación del plomo gaseoso, sobretudo cuando la máquina esta lo suficientemente caliente

Sin embargo durante el arranque de los motores, y en el período subsecuente a este, la disociación de los alquiles de plomo se presenta incompleta, y como consecuencia, son emitidas a la atmósfera cantidades considerables de alquiles de plomo en estado gaseoso.

En Frankfurt, Alemania, donde el contenido de Pb en la gasolina es de 0.15 g/lit, la fracción del plomo gaseoso en la atmósfera urbana varía entre 2 y 7%, pudiendo aumentar hasta valores de 4-15 %

en el centro de la ciudad e incluso hasta un 30% en garajes. El plomo gaseoso presente en las calles, muestra patrones de variación diurna en relación al tráfico; también se ha detectado que su concentración varía en consideración al clima, así, en días calurosos, cuando la radiación es intensa y el proceso de difusión llega a ser dominante, se induce un aumento repentino de la fracción gaseosa del plomo desde un 3 hasta un 7%. El comportamiento opuesto se presenta en días fríos, cuando la evaporación de los alquiles de plomo llega a ser insignificante, entonces, domina la emisión de gases de plomo por el escape. En cuanto a la distribución vertical, la concentración del plomo gaseoso disminuye con la altura, detectándose las concentraciones más altas por arriba del pavimento y las más bajas a una altura de 20 metros; por arriba de los techos se registran concentraciones similares al nivel de fondo urbano, siendo este de 0.01 mg/m^3 (Rohbock et al., 1980)

-Pb en forma de partículas-

La formación de los compuestos de plomo que son emitidos por los automoviles se lleva a cabo en el sistema del escape, donde el Pb, Br y Cl se unen a las partículas (también se sucede la unión entre partículas), mediante los procesos de condensación y depositación superficial. El bromocloruro de plomo en fase de vapor, se puede condensar ó depositar en partículas que sean ricas en Al, Fe, Ca, Zn, P y S; no se sabe cual es el origen de estos elementos, ellos pueden provenir del combustible del motor, del material por el que esta compuesto el escape ó por el aire circundante que logra entrar (Corrin y Mathusch, 1980).

Considerando el mecanismo de formación de las partículas, éstas se producen durante la combustión por nucleación de vapores supersaturados, crecimiento de los núcleos existentes en la condensación del vapor supersaturado y coagulación térmica de las partículas; por otro lado se forman partículas de coarzo, cuando las partículas presentes en sitios superiores se difunden o impactan en las superficies que conforman el escape, donde se rompen por shock mecánico ó

térmico, dando lugar a la formación de partículas de tamaño submicrométrico, las cuales son emitidas a la atmósfera exterior. Dado el proceso anterior, la fracción principal de partículas de plomo que se encuentra en el escape es de tamaño submicrométrico (Vanderdekar et al., 1980).

El tamaño (diámetro) de las partículas que contienen plomo y que son liberadas por los escapes de los automóviles exhibe gran variabilidad; se han realizado diversos estudios al respecto, los resultados están expuestos en la tabla 1 -la concentración de plomo en los aerosoles, se representa como el porcentaje de plomo total que es portado por partículas de diferentes tamaños, el cual fue detectado en atmósferas generalmente urbanas, considerando su liberación a través de los escapes de los automóviles-. Se puede observar que más del 90% de las partículas detectadas en la atmósfera, poseen un diámetro menor de $2\mu\text{m}$, esto significa que una vez que las partículas son liberadas a la atmósfera pueden permanecer en ella por un período de tiempo largo. En relación a esto, Cantwell et al. (1972) estudiando las emisiones de plomo por tamaños de partícula; encontraron que las partículas que medían menos de $1\mu\text{m}$, permanecían en la atmósfera por largo tiempo a comparación de las que medían entre 1 y $9\mu\text{m}$, las primeras con un contenido de plomo de 0.019g y las segundas con 0.011 g. Es importante recalcar que el contenido de plomo presente en las partículas menores de $1\mu\text{m}$, era el mismo que el que tenían las partículas que miden más de $9\mu\text{m}$. El hecho de que cantidades altas de plomo están asociadas a partículas de tamaño submicrométrico, significa que una gran fracción de éstas, puede llegar a depositarse en la región pulmonar del sistema respiratorio, mediante la inhalación de los aerosoles, principalmente de los que tienen un diámetro en el rango de $0.5\mu\text{m}$ ó menos (U.S. Dept. of Hew., 1969).

Tabla 1. Contenido de plomo total en partículas presentes en atmósferas urbanas.

Pb total en atmósfera (%)	Diámetro de partícula (μm)	Condiciones	Fuente
68	< 0.3	Carretera y a velocidad constante.	Mueller <u>et al.</u> , 1963.
50 - 75	$5 \text{ ó } <$	Urbanas	Hirschler y Gilbert, 1964.
35	≤ 0.5	Urbanas	Ter Haar <u>et al.</u> , 1972.
1 - 2	< 3	Urbanas	Lee <u>et al.</u> ., 1968.
2 - 4	< 0.5		
40	< 0.3	Urbanas	Ewing y Pearson, 1974.
95	< 0.5		
> 80	< 1	Tráfico lento	Pilotte <u>et al.</u> , 1978.
20 - 30	> 5	Urbanas	Corrin y Natusch, 1980.
50 - 70	1 - 5		
5	submicrométrico		
70	< 4.7	Zona industrial	Khandekar <u>et al.</u> , 1980.

Las condiciones de manejo que se llevan a cabo en zonas urbanas, así como un incremento en el kilometraje acumulado de los automóviles, ocasiona que se formen partículas grandes a partir de partículas de tamaño submicrométrico; este proceso se debe a que los aerosoles que son liberados por los automóviles (que generalmente tienen un diámetro de $0.013\mu\text{m}$) bajo condiciones de velocidad normal, sufren procesos de coagulación entre ellos mismos y con otros aerosoles, transformándose a partículas más grandes (presentando diámetros de $0.21\mu\text{m}$) (Little y Wiffen, 1978; Kandekar et al., 1980).

En cuanto a tamaño y composición de los aerosoles provenientes de los automóviles, ha sido reportado que partículas con un tamaño mayor de $20\mu\text{m}$, tienen una composición de; PbBrCl , $2\text{PbO}\cdot\text{PbBrCl}$ y cantidades pequeñas de PbSO_4 y $\text{Pb}_3(\text{PO}_4)_2$; estas partículas por su tamaño tienden a sedimentarse rápidamente a una velocidad de 70 cm/s . Las partículas que miden de $2 - 10\mu\text{m}$ tienen como constituyente principal el PbBrCl ; y las de diámetro submicrométrico el PbBrCl y $2\text{PbBrCl}\cdot\text{NH}_4\text{Cl}$, este último compuesto no es un producto primario, su formación se realiza en el escape, donde es diluido y mezclado con el aire exterior (Corrin y Natusch, 1980).

Niveles de emisión

Las emisiones de alquiles de plomo al ambiente, están determinadas por las condiciones de manejo, aunque también interviene, la densidad del tránsito; ambos factores provocan que se presenten fluctuaciones diurnas de plomo en la atmósfera. Esta variación diurna está restringida a alturas que difícilmente sobrepasan los niveles de las banquetas y no se registra por arriba de los 20 metros de altura. En situaciones de una gran congestión de automóviles, el nivel de emisión de alquiles de plomo al ambiente se encuentra retenido, incluso se llegan a presentar deficiencias de combustión, en un decremento de 10 veces, a comparación con las condiciones normales de manejo. En períodos de clima frío, el nivel de emisión de plomo, puede incrementarse hasta en 1,000 veces, esto se debe a que los motores presentan una combustión incompleta, la cual se llega a normalizar hasta que alcan-

cen una temperatura óptima y por consiguiente se disminuye en gran medida la emisión de alquiles de plomo (Rohbock et al., 1980).

En Londres se ha reportado que el nivel de emisión de plomo a la atmósfera es de 7.7 mg/m/1,000 automóviles/hr (asumiendo que el contenido de plomo en la gasolina es de 0.49/gal y que los automóviles viajan a 60 millas/h, con un consumo de gasolina de 30 mi/gal (Little y Wiffen, 1978). En algunas ciudades de Estados Unidos, se ha calculado que el rango de emisión de plomo es de 13.5 mg/m/s; sin embargo en carreteras rurales los niveles de emisión son pequeños, reportados en 0.08 µg/vehículo/m (Chamberlain, 1975; Rolfe y Haney, 1975).

La disminución en el contenido de plomo en la gasolina, reduce el porcentaje de su liberación de los automóviles a la atmósfera. En Alemania, al reducir el contenido de plomo de 0.4 a 0.15 g/l se presentó un decremento del plomo atmosférico de casi un 60% en los centros de las principales ciudades, pero únicamente disminuyó un 20% en las ciudades industriales (Jost y Sartorius, 1979). En Ontario, Canada, a partir de la introducción de la gasolina sin plomo, en 1975, hubo una reducción en las emisiones de plomo, manifestada en un 68%, comparadas con las emisiones detectadas en 1970; en esta ciudad también se redujo la concentración de plomo en la gasolina que siguió conteniendo este metal como antidetonante, de 2.47 a 1.15 g/Pb/100 gal, con ello se disminuyó la concentración promedio anual de partículas que llevan plomo en la atmósfera, de 0.99 a 0.35 mg/m³ (Heidorn y Rohac, 1981).

II Emissiones de plomo provenientes de la combustión del carbón.

La combustión del carbón, es otra fuente importante de plomo atmosférico, ella se realiza en hornos industriales y en las plantas electricas. Esta fuente puede llegar a ser más importante que la vehicular, en ciudades donde hay poco tránsito de automóviles.

Las cenizas que son liberadas a la atmósfera provenientes de las plantas que utilizan carbón como combustible contienen un alto contenido

do de plomo, además de otros elementos traza, tales como: zinc, cromo, níquel, arsénico, cadmio, etc. En general las partículas más pequeñas son las que llevan mayor contenido de plomo, esto se puede deber a que el plomo como otros metales, tienen su punto de volatilización a temperaturas de 1,300 a 1,600°C, precisamente en el rango de combustión del carbón, durante este proceso el Pb se recondensa en las superficies que encuentra disponibles, las cuales son proporcionadas por las partículas más pequeñas. Esta hipótesis presupone que todos los procesos que involucran combustión a grandes temperaturas, son fuente de partículas que llevan consigo elementos tóxicos como el plomo; por lo que se considera que este proceso se lleva a cabo en altos hornos, fundidoras metalúrgicas, cementeras e incineradoras municipales (Corrin y Natusch, 1980).

III Emisiones de plomo provenientes de las fundidoras y refinerías

Chamberlain (1983) en el Reino Unido, encontró que la utilización de métodos poco eficientes de fundición, efectuados tanto en el siglo XVIII como en el XIX, provocaron la liberación de una gran cantidad de gases, en cuya composición predominaba el plomo, estimó que se ha llevado a cabo una dispersión atmosférica histórica total de 1.5×10^6 ton de Pb, donde las partículas liberadas presentaron un tamaño mayor que el proveniente de las emisiones por los automóviles.

La caracterización física de las emisiones provenientes de fundidoras y refinerías se ha confinado a investigaciones que únicamente consideran la distribución del tamaño de partícula; algunos reportes de estos estudios, se muestran en la tabla 2, en la cual se puede observar, que las partículas que contienen plomo y que son liberadas por fundidoras y refinerías, tienen un tamaño muy pequeño, característica que les permite ser transportadas a distancias muy grandes.

En cuanto a niveles de plomo, provenientes de refinerías y fundidoras Linzon et al (1976) encontraron cantidades excesivas de este metal alrededor de 14 fundidoras y refinerías situadas dentro de la zona urbana de Ontario, Canada y también alrededor de una industria de manufactura de pilas, su aporte de plomo a la atmósfera en 1973

Tabla 2. Contenido de plomo en partículas emitidas por Altos Hornos y Fundidoras.

Concentración de ^a Pb en partículas (%)	Diámetro de la partícula (μ m)	Tipo de planta	Referencia
No reportado	0.03 - 0.3	Altos Hornos	Vandergrift <u>et al.</u> , 1971)
95	< 5	Fundidora de Plomo.	Duprey, 1972.
60	< 2.4	Fundidora de plomo.	Corrin y Natusch, 1980.

fué de 6 Ton, reportando en un promedio de 169 días 2.2 mg Pb/m³ con una concentración diaria de 310.0 mg Pb/m³.

La composición química de partículas que llevan Pb, colectadas de fundidoras y refinerías es de: PbS, PbSO₄ y Pb elemental. Otros investigadores, han reportado que el plomo atmosférico, cuya fuente son las industrias, también se encuentra asociado a elementos como el zinc, potasio y hierro, y con cualquier elemento traza cuya fuente sea automotriz, ó incluso puede no estar ligado a otros elementos (Pilotte et al., 1978).

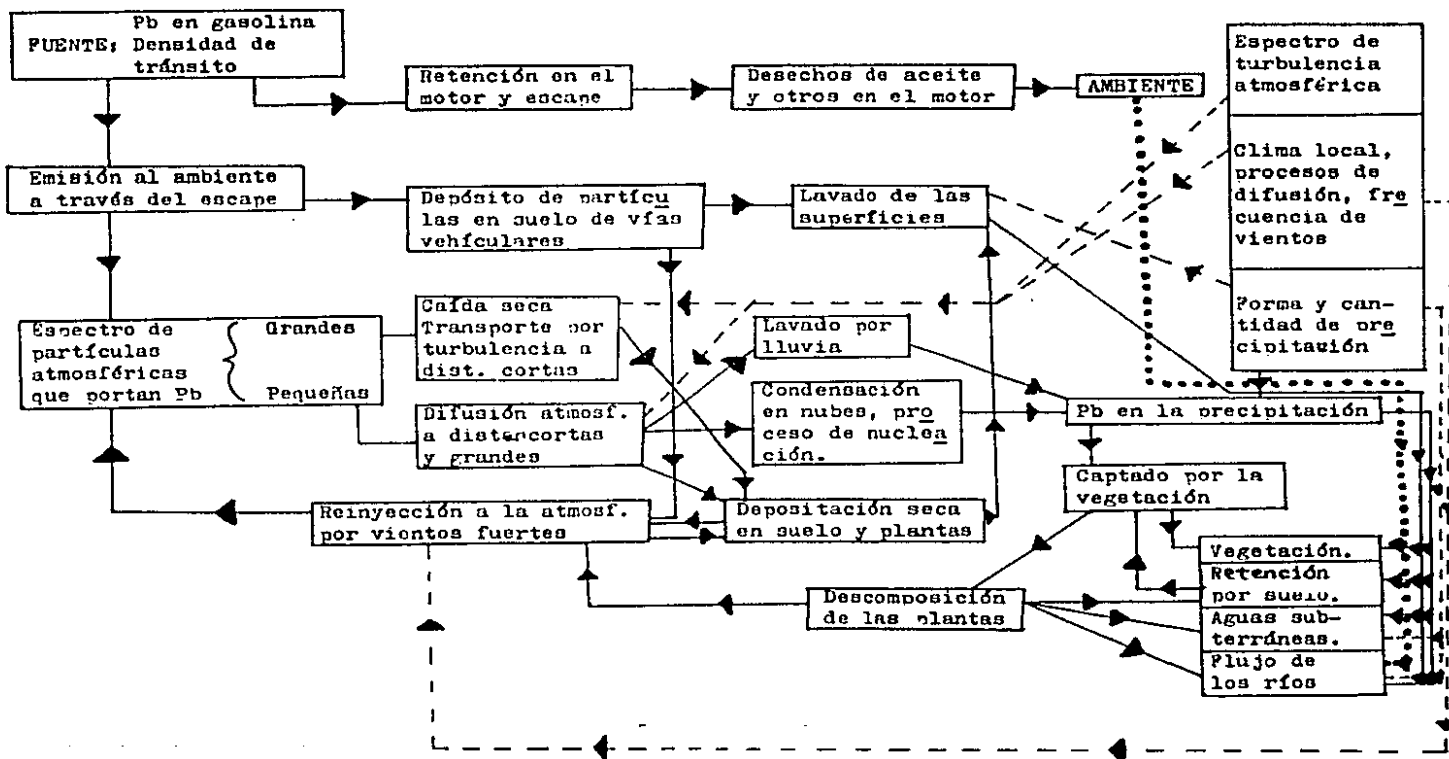
TRANSPORTE ATMOSFERICO DE LOS AEROSOLES DE PLOMO

I Factores que influyen en el transporte atmosférico del plomo

El transporte de los aerosoles que contienen plomo, a través del ambiente, sigue una trayectoria donde están involucradas en forma de un patrón complejo la atmósfera, litósfera, hidrósfera y biosfera. Su estimación cuantitativa permite realizar una evaluación de los problemas concernientes a la contaminación por plomo en el ambiente; asimismo ayuda a entender el impacto que otros contaminantes antropogénicos provocan en el ambiente (Fig. I). El movimiento que tiene el plomo a través de la atmósfera, una vez que ha salido de los escapes de los automóviles se estudia midiendo la relación que existe en cuanto a su concentración atmosférica en espacio y tiempo, en sitios determinados en las inmediaciones de las vías vehiculares, considerando además simultáneamente registros de velocidad y dirección del viento, turbulencia e intervalos de temperatura; todo ello permite determinar la dispersión del plomo atmosférico así como su mecanismo de acumulación en el suelo y la vegetación.

Las bases teóricas que han sido postuladas para poder realizar en forma adecuada las mediciones meteorológicas que permitan explicar el mecanismo de dispersión del plomo, fueron dadas primero por Sutton (1949) y posteriormente por Pasquill (1962) (citados por Reiter et al., 1980). Ellos mencionan que uno de los parámetros atmosféricos que es determinante en el fenómeno de la dispersión es el viento, su registro de velocidad y dirección en función del tiempo permite calcular la variación que existe en cada uno de los componentes del viento. Pasquill (1962) al utilizar el factor del viento con sus variaciones de difusión, formuló

Fig. I Transporte del plomo en el ambiente (según Reiter *et al.*, 1980)



una ecuación, en donde si se conoce la intensidad en que es emitido el contaminante por la fuente, entonces se puede predecir el grado de dilución del contaminante, cuyo movimiento puede ser caracterizado por ecuaciones de transporte gaseoso.

La temperatura también es otro factor determinante, sus variaciones afectan fuertemente la estabilidad atmosférica.

Reiter et al. (1980) han realizado estudios de campo, que analizan la dispersión del plomo, basados en las siguientes consideraciones;

- Se desconoce la concentración inicial exacta del plomo emitido por la fuente.
- El proceso de dilución inicial que sufren los gases provenientes de los escapes de los automóviles, es difícil de determinar.
- El porcentaje de la masa total de plomo que puede llegar a difundirse, comportándose como un gas, va a depender de la concentración del metal que cada vehículo presenta.
- Los perfiles que muestran la concentración del plomo y que están basados en los registros de viento de la capa baja de la atmósfera, manifiestan errores, debido a que estos últimos estiman la velocidad del viento a 10 metros sobre el nivel del suelo y realizan estimaciones burdas de estabilidad térmica. Por lo que es necesario realizar mediciones directas de las fluctuaciones del viento para poder estimar la dispersión del plomo, ya que la turbulencia es el factor responsable de la difusión del contaminante.

II Modelos matemáticos sobre dispersión del plomo en ambientes urbanos

Se han formulado algunos modelos matemáticos, que toman en cuenta diversos factores físicos, los cuales permiten evaluar el proceso de dispersión del plomo en ambientes urbanos. Los modelos que han surgido al respecto son:

- A) Considera a contaminantes gaseosos que no están sujetos a fuerzas de atracción gravitacional y que son emitidos por una fuente lineal continua; la ecuación es (Godson, 1958; Gifford, 1968; citados por Reiter et al., 1980);

$$X_L = \frac{\sqrt{2} Q_L}{\sqrt{\pi} \sigma_w d} \quad (1)$$

Q_L = Intensidad con la que son emitidos los aerosoles de plomo por la fuente lineal (μg de Pb/m/s)

X_L = Concentración representativa de los aerosoles de plomo en la fuente lineal (μg de Pb/m³)

σ_w = Desviación estandar de las fluctuaciones que sufre la componente vertical del viento (w) (m/s).

d = Distancia perpendicular del sitio de muestreo a la fuente lineal (m).

- B) Cuando el tamaño de las partículas emitidas es lo suficientemente grande que se ven afectadas por procesos en la velocidad de sedimentación, por lo que la ecuación anterior se transforma de la siguiente manera (Reiter y Katan, 1971; Reiter et al., 1980)

$$X_L = \frac{\sqrt{2} Q_L}{\sqrt{\pi} \sigma_w d} \exp. \left[\frac{-(\bar{u}h + w_g x)^2}{2 (\sigma_w x)^2} \right] \quad (2)$$

El término exponencial considera los efectos de la sedimentación gravitacional, donde:

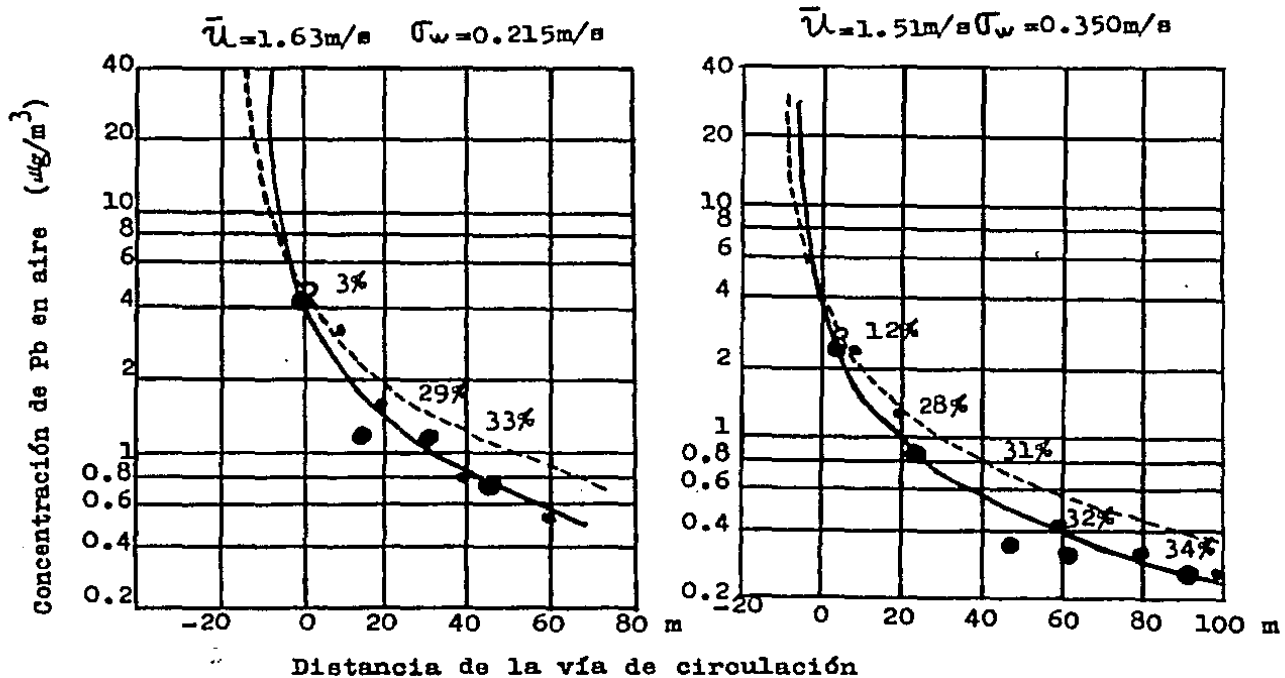
\bar{u} = Velocidad promedio del viento -componente perpendicular a la fuente lineal- (m/s).

h = Altura de la fuente lineal sobre el nivel del suelo (m)

w_g = Velocidad de sedimentación gravitacional de las partículas (m/s).

x = Distancia de la fuente lineal (m).

Con las dos ecuaciones anteriores, se obtuvo un modelo matemático, del cual se sacaron valores reales y esperados de la concentración del plomo atmosférico emitido por los automoviles. Los valores reales se obtuvieron, mediante varios impactores de partículas, los que a su vez se encontraban a diferentes alturas (z) y en cinco estaciones localizadas a diferentes distancias de una vía de circulación (x); se consideró en cada estación: Q_0 ($\mu\text{g}/\text{m}/\text{s}$) (intensidad con la que es emitido el plomo de la fuente lineal), X' (m) (la posición del sitio de muestreo respecto a la fuente lineal, y T_0 (s) (tiempo de sedimentación de las partículas). Parte de los resultados se muestra en las siguientes figuras:



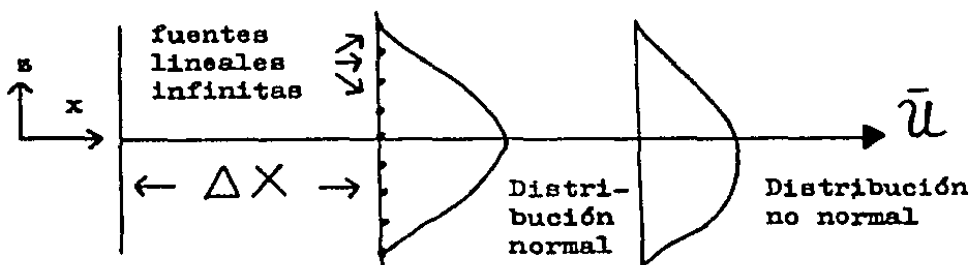
En cada figura la línea negra, representa el ajuste a la curva que manifiesta la concentración de partículas de plomo observadas (puntos negros grandes). El círculo representa la concentración de plomo tomada en la estación de muestreo localizada a la menor distancia respecto a la vía vehicular. La curva punteada indica las concentraciones teóricas, predecidas mediante la ecuación 1. Los puntos negros pequeños son las concentraciones calculadas mediante la ecuación 2, utilizando los siguientes datos: figura de la izquierda $Q_L = 8 \mu\text{g}$ de Pb/m/s, $h = 1.5$ m y $W_g = 0.4$ m/s; figura de la derecha $Q_L = 10.0 \mu\text{g}$ de Pb/m/s, $h = 1.5$ m y $W_g = 0.4$ m/s. Los valores porcentuales indican la discrepancia que existe entre las concentraciones observadas y las teóricas.

Los valores de X_L utilizados en la ecuación 2, concuerdan bien con los datos tomados experimentalmente, excepto para los primeros 20 metros cercanos a la vía vehicular, esta discrepancia puede atribuirse a que se ha asumido un valor constante en la velocidad de sedimentación de las partículas (W_g), sin tomar en cuenta que existe un rango muy amplio en el espectro de tamaño de partícula.

- C) Dispersión de las partículas que llevan plomo considerando el modelo de Gauss. Este modelo considera la distribución de partículas que contienen plomo desde su liberación de varias fuentes lineales infinitas situadas a diferentes alturas y dentro de un campo con flujo turbulento, donde la superficie terrestre actúa como una barrera a la difusión. La ecuación que describe este tipo de distribución es (Reiter et al., 1980):

$$x = \left(\frac{Q_L}{2\pi\sigma_z \bar{u}} \right) \left[\exp. \left(- \frac{z - h}{2\sigma_z^2} \right) + \exp. \left(- \frac{z + h}{2\sigma_z^2} \right) \right] \quad (3)$$

Esta ecuación, considera una turbulencia homogénea, donde la dispersión de las partículas, a pocos metros de distancia del sitio de su liberación, manifiesta una distribución normal -tipo Gauss-, denominándosele fuente lineal infinita. La velocidad del viento esta en función de la altura (z), por lo que la dispersión de las partículas se da en el flujo laminar y se ve afectada principalmente por los factores \bar{u} y σ_w , ambos se incrementan al aumentar la altura; cuando estos sucede las partículas ya no presentan una distribución normal, las partículas que se encuentren a alturas mayores tendrán una dispersión más rápida.



Antes de aplicar la ecuación 3, se debe de determinar la intensidad de la fuente de emisión, al respecto se ha encontrado que del plomo total emitido por los automóviles, del 15 al 20% deja la nube de difusión en el área circundante a su liberación minutos después de que ha salido de los escapes, actuando el mecanismo de sedimentación. La función que estima la intensidad de fuente de emisión, considerando a los automóviles, es la siguiente;

$$Q_L = Q_0 \left(1 - 0.20 \left\{ 1 - \exp. \left[- \left(\frac{3x}{\bar{u}T_0} \right) \right] \right\} \right) \quad (4)$$

Donde T_0 = Tiempo de sedimentación, determinado por el valor de la fluctuación vertical del viento (raíz cuadrada de este factor.

Q_0 = Concentración emitida en cada automóvil, considerando el rango típico de emisión.

Este método predice en forma adecuada el proceso de difusión turbulenta que sufre el plomo cercano a las vías de circulación en condiciones de flujo laminar (Zimdahl, 1972; Reiter et al., 1980).

La aplicación de los modelos matemáticos antes descritos, ha permitido clarificar la forma en que se realiza la dispersión de los aerosoles que llevan plomo emitidos por los escapes de los automóviles en zonas urbanas. Algunos de los aspectos relevantes, son; el viento (velocidad y dirección) es el factor determinante que produce la dispersión de los aerosoles que llevan plomo y la geometría urbana formada por múltiples construcciones restringe su dispersión provocando que se acumulen en los ambientes de las ciudades. Es por ello que en la superficie de las avenidas se encuentran grandes depósitos de partículas que contienen plomo, las cuales difícilmente se difunden a mayores alturas. Edwards (1974) menciona que cuando el viento corre en forma paralela a las avenidas, entonces los aerosoles tienden a sedimentarse en las aceras, acumulándose en exceso en las márgenes de las construcciones y banquetas.

Del plomo total que es liberado por los automóviles, únicamente un 45% sufre procesos de dispersión y puede ser transportado a algunos kilómetros de distancia a su fuente de emisión e incluso se le puede localizar en los alrededores sub-urbanos.

III Transporte de aerosoles de plomo a ambientes lejanos de localidades urbanas.

El plomo emitido por los escapes de los automóviles y por industrias, puede ser transportado a grandes distancias por partículas de tamaño submicrométrico, que no se ven afectadas por la sedimentación gravitacional, por lo tanto ellas están disponibles para ser dispersadas a escala global (Corrin, 1973).

El proceso de transporte a grandes distancias, se lleva a cabo por los procesos generados por la dispersión, como la turbulencia ocasionada tanto por los automóviles como por la atmósfera. Durante la dispersión, algunas partículas de plomo pueden quedar retenidas en la capa laminar mediante la sedimentación, donde las partículas que poseen un diámetro mayor a $1\mu\text{m}$ se sedimentan poco tiempo después de su liberación, mientras que las partículas más pequeñas son sometidas a dispersión por la difusión turbulenta, difusión a pequeña escala y actividad convectiva; la efectividad de estos procesos va a depender de las condiciones meteorológicas prevalentes.

Reiter (1980) menciona el funcionamiento de los procesos anteriores, de la manera siguiente; como consecuencia del calor sensible, al calentarse grandemente una superficie, lo cual sucede durante el mediodía, el grosor de la capa laminar también alcanza su máximo y dentro de ésta los contaminantes se encuentran expuestos a la turbulencia generada principalmente por movimientos convectivos a pequeña escala. En la tarde, especialmente después de la puesta de sol, cuando el suelo se enfría, se forma una inversión de bajo nivel, atrapando a los contaminantes que dentro de ella se generaron. El contaminante contenido entre la altura máxima y mínima de esta inversión está disponible para ser transportado a grandes distancias por advección geotrófica de los vientos locales y regionales durante las horas de la noche. Al día siguiente las

partículas de contaminantes fluyen bastante lejos de fuente de liberación, pudiendo otra vez ser mezcladas con la capa atmosférica que se encuentra adyacente al suelo, ello conforme la radiación solar vaya esparciéndose y renovando los procesos de mezcla durante el día.

Evidencias de este tipo de transporte las han proporcionado estudios realizados en Groelandia y en el Antártico por Murozumi et al. (1969) (citados por Ruling y Tyler, 1973) quienes al cuantificar plomo en las láminas de hielo de los glaciares, en contraron que en éstas se reflejaba el rápido incremento anual de plomo antropogénico atmosférico (Fig. II).

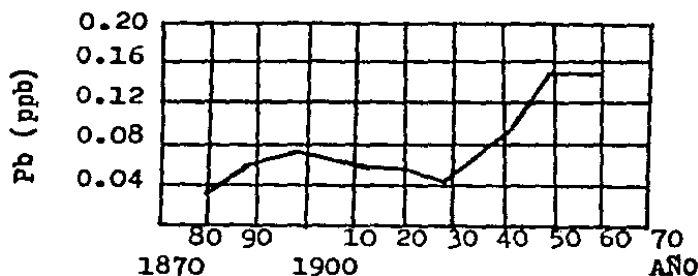


Fig. II. Variación del plomo de origen antropogénico en los glaciares de Groelandia, durante el período 1880-1968.

Los resultados del estudio anterior, muestran que la concentración de plomo en los glaciares de las capas que corresponden al período 800 A.C. se incrementó de 1×10^{-6} hasta 2×10^4 ppm en 1960; especialmente en los dos últimos siglos, la concentración aumento en 20 ordenes de magnitud, presentándose un incremento particularmente rápido después de 1940.

Otro estudio que muestra claramente la influencia que tiene el transporte de masas de aire a grandes distancias con respecto a las fuentes de plomo, fué realizado por Thrane (1978), quién determinó las concentraciones de fondo de plomo entre otros contaminantes en el

sur de Noruega; estableció la relación entre la concentración de los compuestos de plomo y la dirección del transporte de las masas de aire. Encontró una clara correlación entre ellas, las concentraciones más bajas siempre se detectaron cuando un 80% de los vientos predominantes provenían del Mar Atlántico y del Mar Noruego (áreas que no tienen fuentes de contaminación por plomo), por otro lado se detectaron las concentraciones más altas cuando las masas de aire venían del Sur y Sur-Oeste - en un 60% -, de la Gran Bretaña o del continente (áreas que tienen localidades urbanas densamente pobladas e industrializadas, donde la principal fuente de plomo es antropogénico).

IV Mecanismos de remoción del plomo atmosférico

La lluvia y la depositación seca, son los procesos que principalmente actúan en la remoción de las partículas de plomo, que fueron introducidas a la atmósfera. La eficiencia de la precipitación a su vez, va a estar dada por los procesos microfísicos que se llevan a cabo dentro de las nubes y de la frecuencia con la que una cierta masa de aire se ponga en contacto con el sistema de precipitación. El acarreo de los aerosoles por las gotas de lluvia dependerá tanto del radio de la partícula, como de la frecuencia en los eventos de la precipitación; también contribuye el tipo de precipitación. Así pues, en zonas donde el número de días lluviosos es grande, el tiempo de residencia de los aerosoles en la atmósfera será corto, mientras que en zonas donde predomine el clima seco, la estancia de los aerosoles será larga. Un gran número de investigadores, mencionan que la concentración de los contaminantes en la atmósfera es proporcional a un proceso de remoción húmedo de los mismos.

El fenómeno de la depositación seca de partículas de plomo en la superficie de la tierra, se lleva a cabo a microescala y depende principalmente de dos factores; el primero es la eficiencia de captura ó intercambio en la interfase de moléculas de gas y partículas, y el segundo es la rapidez con que los contaminantes sean liberados a la infarse, a través de la capa laminar y la capa turbulenta, ya que cada

una de ellas presenta una resistencia propia, originand un gradiente vertical de contaminación (Reiter et al., 1936).

Un estudio referente al papel que juega el transporte de plomo, mediante la lluvia y la depositación seca, fué realizado por Rühling y Taylor (1968, 1973) en Escandinavia (Finlandia, Noruega y Suiza) durante el período 1968-1970, ellos utilizaron musgos tales como Hylocomium splendens y otros, como indicadores de la presencia local y regional del plomo atmosférico, debido a que los musgos concentran fácilmente el plomo y otros metales pesados por sus características propias fisiológicas, ya que ellos toman sus minerales tanto de la precipitación como por la sedimentación del polvo. Sus resultados confirmaron la eficiencia de la lluvia en el lavado atmosférico de los aerosoles de plomo, y encontraron una relación directa entre la precipitación y el incremento en el contenido de plomo en musgos. Concluyeron que la lluvia porta una cantidad considerable de plomo; por ejemplo cuando la precipitación anual promedio era de 750-850 mm/año, la concentración de plomo en los musgos era de 100-120 ppm. En cuanto a la cantidad de plomo detectada en los musgos por depositación seca, esta fué casi del doble de aquella detectada en la atmósfera cuyo origen provino de las emisiones de los automóviles.

PRESENCIA DEL PLOMO EN EL SUELO

I Origen y frecuencia del plomo natural en el suelo

El plomo es un elemento natural de los minerales que constituyen las rocas y el suelo, es el más abundante considerando a todos los metales pesados existentes, siendo su número atómico de 82.

El plomo, puede ser encontrado en la naturaleza, en la forma de 4 isótopos estables, los cuales a su vez varían en proporción, siendo esta de (Zimdahl y Hassett, 1980):

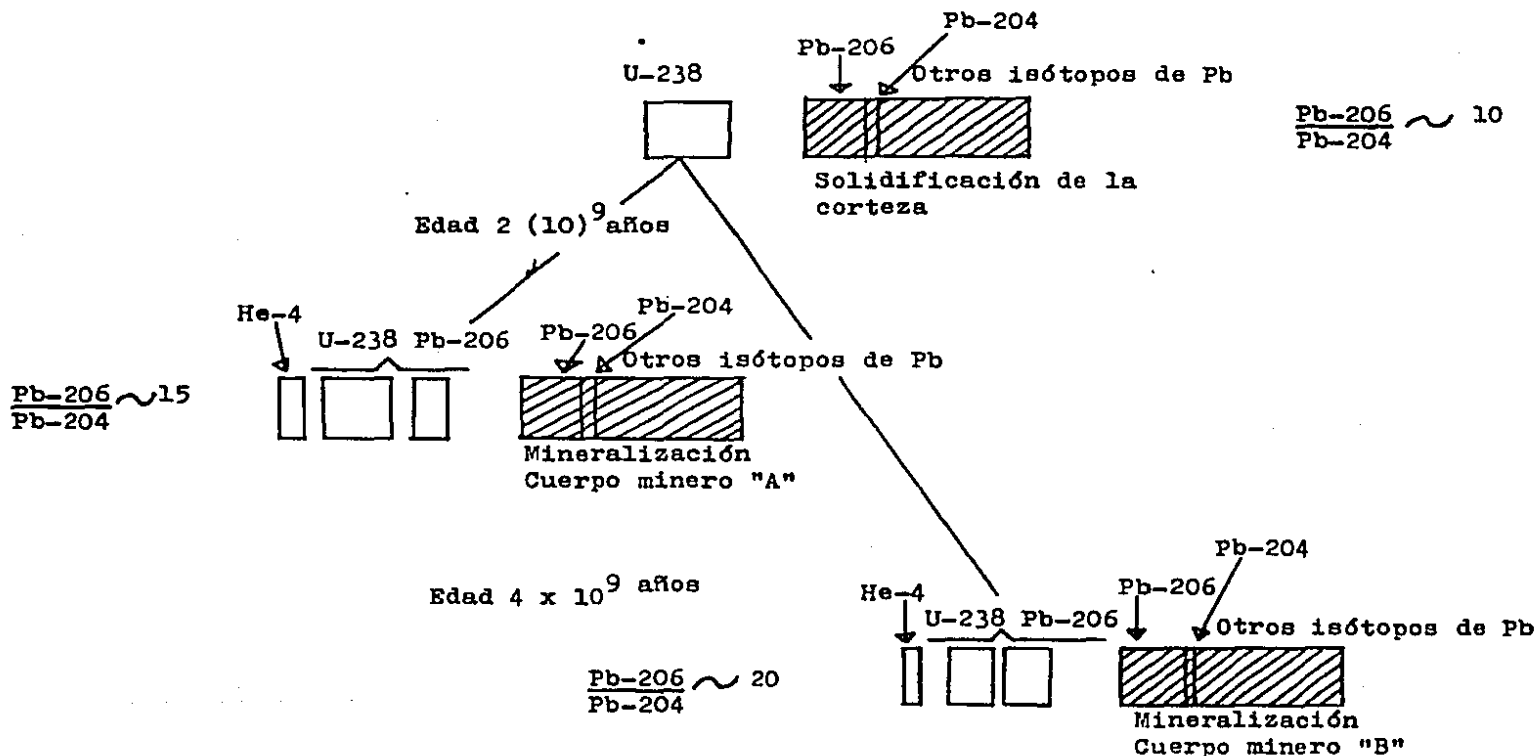
Pb-204	_____	1.2 a 1.6	%
Pb-206	_____	20 a 28	%
Pb-207	_____	20 a 23	%
Pb-208	_____	50 a 54	%

La frecuencia natural del plomo en el suelo está dada por las diferentes proporciones de los cuatro isótopos antes mencionados, y al respecto se han encontrado diferencias significativas en la composición de rocas, suelos, vegetación herbácea, hojas de árboles, anillos arbóreos, aerosoles, así como en diferentes productos y desechos industriales como: carbono, polvo, gas y aceite combustible.

El isótopo Pb-204, constituye una medida del plomo original, éste fue producido al tiempo que los elementos fueron formados, es por ello que algunas veces se le denomina "plomo nativo", no se conoce de ningún proceso de decaimiento radioactivo ó de alguna reacción nuclear mediante la cual, pudiera haberse originado.

Ahora bien, de la adición al Pb-204 del plomo radiogénico 206, 207 y 208, formados a su vez por el decaimiento del uranio y del torio resulta la formación del plomo de las minas. Ault *et al.* (1970) propusieron un mecanismo que explica la producción de las diferentes proporciones del isótopo Pb-206/Pb-204, en los minerales de plomo (Fig. III). En este esquema se muestra el decaimiento de la familia radioactiva U-238 trayendo como resultado la adición del Pb-206 estable al Pb-204; son similares a este proceso la formación del Pb-207 a partir del decaimiento del U-235, y del Pb-208 del To-232.

Fig. III Mecanismo para la producción de las diferentes proporciones de Pb-206/Pb-204 en los minerales (Según Ault et al., 1970).



En el transcurso de la historia de la tierra, la abundancia relativa de los isótopos Pb-206, 207 y 208, se ha ido incrementando de forma independiente; a pesar de esto las proporciones de Pb-206/U-238, Pb-207/U-235 y Pb-207/Pb-206 han sido utilizadas ampliamente para determinar la edad geológica de rocas y minerales.

Los depósitos de los minerales metalíferos de plomo, fueron formados en diferentes tiempos durante los últimos tres billones de años. El proceso geológico de mineralización tiende a homogeneizar el plomo de una porción de la corteza de la tierra y concentrarlo en el depósito mineral. Así, la composición isotópica del plomo de tal depósito mineral correspondería a la cantidad promedio de plomo de la corteza de ese período geológico, el cual a su vez depende de la proporción uranio original/plomo de la localidad. Otros tipos de depósitos minerales formados a temperaturas bajas de mineralización, a partir de mezclas incompletas o no homogéneas, muestran una anomalía con respecto a la edad geológica del depósito. La siguiente tabla muestra la proporción Pb-206/Pb-204 para una selección de muestras tomadas de minas que explotan plomo.

Minas	Pb-206/ Pb-204	Pb-206/ Pb-207	Pb-208/ Pb-207
So. Africa (mina Rosetta)	12.6	0.894	2.33
Nor-este Terr. (mina Con.)	14.1	0.934	2.25
Colinas de Broken	16.2	1.03	2.30
Coeur d'Alene, Idaho	16.5	1.06	2.36
Balmat, N.Y.	16.9	1.08	2.37
Franklin, N.Y.	17.4	1.11	2.40
Montana (Peñasco Batholit)	18.1	1.16	2.47
Cerro de Pasco, Peru	18.8	1.20	2.48
S.E. Missouri (Av.)	20.5	1.28	2.49
Tri-State (Joplin Av.)	22.2	1.38	2.60

Se ha encontrado gran variabilidad en el contenido de plomo en la proporción Pb-206/Pb-207, en muestras de diferentes sitios, dentro de una sola mina, esta característica produce ambigüedad para distinguir el plomo dentro del medio. Sin embargo durante los procesos de mezcla normales que ocurren durante las actividades mineras (como fundición, distribución, etc.) se homogeneiza la proporción de los isótopos de plomo, sobretodo en productos de gran volumen.

Page y Ganje (1970), mencionan que la galena, es el mineral más común, en donde se encuentra el plomo en forma natural, como sulfuro de plomo -Pb S-, este mineral puede llegar a tener hasta un 86% de plomo; también se le puede encontrar en otros minerales como; platnerita en la forma de óxido de plomo -Pb O₂-, cerusita como carbonato de plomo -Pb CO₃- y anglesita como sulfato de plomo -Pb SO₄-.

En la industria minera activa el plomo se encuentra como Pb²⁺ - aunque puede ser oxidado a Pb⁴⁺, pero solo bajo condiciones fuertes de oxidación; los compuestos simples formados por el plomo llegan a ser estables (Zimdahl y Hassett, 1980).

Las fuentes naturales de plomo tanto del suelo como de la atmósfera, han sido consideradas en una sola lista por Patterson (1965) (citado por Zimdahl y Hassett, 1980), la cual incluye; polvo, aerosoles de halógenos de plomo volcánicos, humos de silicato volcánico, humos provenientes de incendios forestales, aerosoles de sales marinas y humos originados por los meteoritos. Martin et al. (1981) menciona que otra fuente natural que proporciona plomo disponible al suelo, se da por la actividad de las lombrices de tierra como Dendrobaena rubida, ella puede acumular plomo de los suelos contaminados y liberarlo en proporción significativa a través de sus heces.

Los suelos reciben plomo por la precipitación en cantidades de 1 mg/cm²/año y por la depositación seca 0.2 mg de Pb/cm²/año. Teer Haar et al. (1967) (citado por Zimdahl y Hassett, 1980) estimaron que un 0.2% de la carga natural del plomo presente en el suelo proviene de fuentes atmosféricas, esto significa 0.04-4 mg de Pb/g de suelo/año.

Ahora bien, el orden decreciente de los metales pesados provenientes de fuentes atmosféricas que enriquecen al suelo son: Bi, Pb, Cu > Sn, Zn > Ni > Mo, Be, Ge, Co, Cr > V, Mn (Zimdahl y Hassett, 1980).

1. Niveles normales de plomo en suelos

En general no existe información sobre algún tipo de suelo libre de plomo.

El contenido promedio normal de plomo en la corteza terrestre ha sido determinado en 16 ppm por Swaine (1955) y de 15 ppm por Goldschmit (1937) y Wampler (1972) (citados por Zimdahl y Hassett, 1980)

El intervalo de 1-200 ppm de plomo ^{en suelo} se considera como valor normal variaciones al respecto, a niveles tan bajos como de 0.8 ppm se han citado en suelos agrícolas, y valores tan altos como >1,000 ppm en suelos que forman parte o se encuentran cerca de fundidoras, zonas mineras ó vías vehiculares con tránsito pesado (Kolfe, 1973).

Motto et al. (1970) reportan valores de 3-20 ppm en suelos de zonas que no presentan focos de contaminación (Cd. de Oregon); ellos mismos al recopilar información mencionan que el contenido de plomo nativo en suelos era menor de 50 ppm.

Se debe recalcar que el material parietal -roca madre- de la fuente geológica, influencia en gran medida el contenido nativo del plomo por lo que los suelos de las zonas metalíferas pueden tener niveles de plomo mayores de 45,000 ppm, rocas ígneas ultrabásicas contienen 0.1 ppm de plomo y rocas carboníferas contienen 35 ppm de plomo. Los suelos que tienen origen sedimentario o aluvial frecuentemente tienen cantidades de plomo en el rango de 0.04-0.06 ppm (Zimdahl y Hassett, 1980)

Wright et al. (1955) (citados por Motto et al., 1970) midieron el contenido de plomo en un perfil de suelo vírgen, encontrando que éste se encontraba en concentraciones desde 6 a 108 ppm, siendo el contenido del material parietal de 15 ppm, Ewing y Pearson (1974), reportan que suelos vírgenes pueden contener desde 1 hasta > de 100 ppm de plomo.

II Presencia del plomo antropogénico en el suelo

El problema de la contaminación por metales pesados como el plomo en suelos urbanos, parece un hecho común a nivel mundial, ello lo indican los resultados de estudios realizados en un gran número de ciudades tales como; Inglaterra y Wales (Williams et al., 1977; Little y Wiffen, 1978; Davies y White, 1981; Chamberlain, 1983, y Davies y Houghton, 1984), Australia (Wylie y Bell, 1973; citado por Smith, 1972), Japón (Abd-Elfattah y Wada, 1981), Saskatoon (Karamanos et al., 1976), USA (Chow, 1970; Page et al., 1971; Dorn et al., 1975, y Nicklow et al., 1983) Amsterdam (Ernst y Bast-Cramer, 1980), Canada (Roberts et al., 1974; Linzon et al., 1976, y Hogan y Wotton, 1984), y Grecia (Nakos, 1982).

Como ya se ha mencionado, los automóviles son la principal fuente de plomo que contamina al suelo en las localidades urbanas. Rabino-witz y Wetherill (1972) (Citados por Zimdahl y Hassett, 1980) utilizando la proporción Pb-206/Pb-204, encontraron que la composición primaria del plomo presente en la superficie era isotopicamente idéntica al plomo que contenía la gasolina y diferente a la que se registra en forma natural. Existe otra fuente significativa de contaminación en suelos urbanos y esta proviene de las pinturas, las cuáles tienen en su constitución básica plomo, el cual se deposita en el suelo debido a procesos de intemperismo o fragmentación, que se da a través de los años en las construcciones (Nicklow et al., 1983)

Nathans y Stopps (1971) (citados por Zimdahl y Hassett, 1980) consideran que siempre existe una cantidad de plomo considerable en la atmósfera en la forma de aerosoles y afirman sobre una base global que los aerosoles a pesar de ser emitidos en altas concentraciones no se lleva a cabo una acumulación significativa en los suelos e incluso "que no existe efecto discernible en las concentraciones de plomo con respecto a los suelos que se encuentran lejos de la zona de emisión"; según sus cálculos 1.73×10^{-5} g de Pb/cm² son depositados anualmente a través del mundo, de este la mayor proporción de plomo permanece en el Hemisferio Norte a causa de fenómenos meteorológicos, mientras que en el Antártico se detectan las concentraciones más bajas.

1 Niveles de plomo en suelos de localidades urbanas, sub-urbanas y rurales

En cuanto a los estudios que se han realizado en localidades urbanas, sub-urbanas y rurales para relacionar el contenido de plomo en suelo, Davies y Houghton (1984), detectaron de manera general que las concentraciones de plomo más altas se encuentran en suelos de zonas urbanas (dentro de éstas en las zonas comerciales e industriales) declinando progresivamente hasta presentarse los valores más bajos en las áreas rurales (Tabla 3). Por lo anterior Davies *et al.* (1978) consideran a las zonas urbanas como "Islas Metálicas; sin embargo, ellos encontraron que también existen excepciones a la regla, dado que existen diferentes características físicas y químicas, intrínsecas del suelo. Así, al realizar comparaciones de los niveles de plomo detectados en una localidad urbana y una rural (agrícola-pantanosas), no encontraron diferencias significativas en las dos zonas, lo cual no significó que la intensidad de la contaminación fuera la misma en las dos regiones, sino que la localidad agrícola presentaba suelos ricos en materia orgánica, característica que favorece la formación de complejos metálicos con los cationes reduciendo en gran medida la disponibilidad de los metales.

2 Niveles de plomo en suelos de zonas agrícolas

En general en suelos de cultivo se ha reportado que la concentración de plomo se encuentra dentro del intervalo de 0.8 a 500 mg/g.

En los suelos arables generalmente se detectan valores alrededor de 500 ppm. La disposición de desechos industriales en zonas agrícolas puede incrementar los niveles de plomo en el suelo, también intervienen en este proceso la aplicación de plaguicidas y desinfectantes (Antonovics *et al.*, 1971). Un ejemplo del caso anterior fue dado en la Nueva Escocia, donde la utilización del insecticida de arsenato de plomo durante 1949-53, provocó una acumulación apreciable de este compuesto en el estrato superior del suelo (0-15 cm) y, cuando esta localidad fue utilizada para el cultivo de zanahorias, frijol, papas, etc, se presentó un excedente en los niveles permisibles para su consumo -considerando los establecidos por la FAO de 2 ppm- lo mismo sucedió cuando suelos

ornamentales fueron utilizados para el cultivo de orquídeas comerciales tratadas con Arsenato de plomo, las cuales presentaron niveles de plomo desde 12 hasta 37 ppm (Motto et al., 1970; Martin et al., 1981).

El incremento de plomo en tierras de cultivo, en gran parte se debe a su cercanía con las vías de circulación y zonas mineras ó industriales (Allinson y Dzialo, 1981).

3 Niveles de plomo en suelos de localidades mineras e industriales

Las actividades mineras e industriales, son fuentes significativas de contaminación de plomo en suelos, aunque se les considera como focos regionales de contaminación aguda.

El mecanismo de contaminación que se da por actividades efectuadas en las zonas mineras, es el resultado de la perturbación que se lleva a cabo en los minerales metalíferos que se encuentran en el suelo, (principalmente en la superficie) emitiendo niveles tóxicos de metales y originando contaminación a gran escala, todo esto, debido a procesos como (Antonovics et al., 1971; Zimdahl y Hassett, 1980):

-Corrientes de aire que se forman en los depósitos de almacenamiento de los minerales metalíferos, mediante los carros utilizados para su transporte.

-Filtración de los residuos minerales

Concentraciones de plomo registradas en áreas mineras, así como en localidades ó jardines adyacentes a ellas, estan reportadas en la tabla 4. Es importante recalcar, que a pesar de que estas localidades son relativamente pequeñas, contienen cantidades de plomo significativamente altas, lo cual las hace bastante representativas. Un ejemplo del grado de contaminación por plomo en suelos, que se puede dar por actividades mineras, esta representado en Inglaterra y Wales, cuyas áreas aun a cierta distancia de los sitios mineros registran plomo disponible en niveles mayores de 680 $\mu\text{g}/\text{g}$ de suelo seco, estos valores fueron obtenidos mediante un estudio realizado en suelos de 87 jardines en estas localidades (Davies et al., 1978).

En cuanto a la contaminación producida por las actividades de las fundidoras e industrias, esta se da por la producción y emisión de partículas metalíferas y humos, estos últimos acarrearando contaminación a grandes distancias (Antonovics et al., 1971)

En general las fuentes industriales proporcionan una caída acumulativa de plomo de $3.4 - 3 \text{ g/m}^2$, mientras que los vehículos contribuyen solo con 0.4 g/m^2 , acumulandose en la superficie del suelo hasta 15 cm de profundidad alrededor de 20 ppm, de los cuáles 3 ppm son atribuidos a los automoviles (Chamberlain, 1983).

Las fundidoras emiten los contaminantes de plomo principalmente en forma mineral. Mediante estudios de rayos X efectuados en material liberado por fundidoras se ha podido determinar la presencia de Pb S, Pb SO₄, Pb elemental y de un compuesto que ha sido identificado tentativamente como PbO.PbSO₄. Minerales con la misma composición han sido identificados en los suelos cercanos a fundidoras (Zimdahl y Hassett, 1980).

El patrón de distribución del plomo en suelo donde existen fundidoras e industrias, es el mismo que se presenta en las localidades urbanas: " el plomo se encuentra restringido en la capa superior del suelo, disminuyendo en concentración conforme aumenta la profundidad y a algunos metros de distancia de la fuente (tabla 5,6) (Hogan y Wotton, 1984).

El grado en que el plomo se encuentra concentrado en los estratos superiores es muy marcado, un ejemplo de ello lo representa el Sur-este de Missouri, donde se encuentra localizada una fundidora que ha estado en operación desde hace 4-7 años, los suelos adyacentes a ella y que no están cubiertos por la capa de vegetación en descomposición -horizontes O₁, O₂-, tienen plomo concentrado hasta una profundidad de 2.5 cm; y a una distancia de 5 millas, y en donde existe una capa de hojarasca se registran concentraciones que van de 200 a 1,000 $\mu\text{g/g}$, lo cual comparado con los niveles existentes a mayores profundidades, representa una retención del 98%.

Sin embargo, algunos estudios llevados a cabo en localidades que tienen fundidoras operando hace bastantes años, indican que el plomo

puede movilizarse a estratos inferiores con el paso del tiempo: así Webb (1958) (citado por Zimdahl y Hassett, 1980) encontró que en una antigua área minera de Jadwin, Burma, el plomo se hallaba hasta una profundidad de 2.5 m, esta contaminación profunda fué adjudicada al pH del suelo, que era de 8.0 - 9.2.

III Distribución vertical del plomo en suelo

Todos los estudios referentes a la distribución vertical de plomo en suelos, demarcan un patrón típico al respecto, con una marcada acumulación de este metal en la superficie, disminuyendo su concentración conforme aumenta la profundidad, encontrando que su movimiento a estratos inferiores se da de una manera muy lenta (tabla 7) (Motto et al., 1970; Little y Wiffen, 1978; Chamberlain, 1983). Por lo anterior se considera al sustrato superficial como un reservorio natural del plomo así como de otros metales contaminantes (Khan y Frankland, 1983). Este comportamiento característico del plomo, está relacionado con dos procesos: primero, con la depositación atmosférica (Davies et al., 1978) y segundo, con su comportamiento químico, ya que el poseer una naturaleza divalente catiónica le facilita unirse a superficies orgánicas intercambiables, las cuales son abundantes en los horizontes superiores, y, además, al reaccionar con los aniones $\text{SO}_4^{=}$, $\text{PO}_4^{=}$ ó $\text{CO}_3^{=}$, se reduce su solubilidad impidiendo su migración a estratos inferiores (Smith, 1972). Rains (1975) considerando este último punto encontró, que la distribución del plomo, mantuvo una relación proporcional con la distribución de la materia orgánica, disminuyendo su concentración conforme aumentaba la profundidad. Prácticas agrícolas, como actividades industriales, también inducen de manera intensa que el plomo se concentre en los estratos superiores, aunque algunas veces los procesos de mezcla, pueden incrementar los niveles de plomo a mayores profundidades (Chamberlain, 1983).

En general se ha detectado que a una profundidad de 10-15 cm el plomo se encuentra en una proporción de 25 % ó menos, de lo que se le puede detectar en el estrato más superficial de 0-5 cm; aunque se debe de considerar que este patrón puede ser modificado en horizontes que no son naturales, y, que han sufrido disturbios asociados a construcciones

o mantenimiento de vías vehiculares (Smith, 1972). Altos niveles de humedad también modifican el patrón de distribución del plomo, pues la irrigación y lluvias frecuentes, pueden ocasionar que se de una filtración limitada del plomo, debido a procesos de erosión (Martin et al., 1981).

Estudios realizados por Khan y Frankland (1983), mencionan que los suelos que retienen cantidades considerables de plomo a una profundidad de 5-10 cm, es atribuido a las siguientes características:

- Transporte de los metales por las raíces de las plantas.
- Movimiento de los metales en forma soluble o por acarreo físico de los coloides del suelo.
- Contaminación por contacto de la porción superficial orgánica a la capa de 0-5 cm.

El hecho de que el plomo se acumule en los estratos superiores del suelo representa implicaciones dañinas para el desarrollo de las plantas, debido a que la germinación de las semillas, justamente se lleva a cabo a estos niveles (Taylor y Griffin, 1981)

1. Procesos de filtración

El proceso de filtración del plomo en situaciones naturales no se presenta. Sin embargo, si éste se llega a manifestar es de manera extremadamente lenta. Al respecto, Zimdahl y Hassett (1980) mencionan que el proceso de filtración en condiciones de laboratorio, tratando dos columnas de suelos con nitrato de plomo en concentraciones de 460 y 4,300 $\mu\text{g/g}$, cada columna fué filtrada lentamente con 3,350 ml de agua desionizada (lo cual es equivalente a siete años de lluvia); el proceso de filtración removió 1.6 y 6.2 % del plomo presente en las columnas, respectivamente.

Otros investigadores han encontrado que el proceso de filtración puede ser más eficiente; Wheeler y Rolfe (1979) detectaron que del plomo total depositado en la capa superficial del suelo -10 cm-, se había removido por filtración de un 72 a un 76 %.

Soluciones de cloruro de sodio, facilitan la movilización y filtración del plomo en el suelo, sobretodo si existen temperaturas bajas por lo cual se sugiere la aplicación de sales a vías vehiculares de regiones que regularmente sufren congelación hasta 45 cm de profundidad, pues

la filtración resultaría ser el factor primordial que permitiría la desaparición del plomo del estrato superior del suelo.

IV Comportamiento físico y químico del plomo presente en el suelo

El comportamiento físico y químico de los metales pesados como el plomo en el suelo, se ve afectado cualitativamente por los siguientes aspectos;

- Adsorción de intercambio en la fase mineral.
- Precipitación de la fase sólida, debilmente soluble, de la cuál el plomo es un constituyente.
- Formación de complejos relativamente estables orgánico-metálicos, como resultado de la interacción con la materia orgánica (Santillan-Medrano y Jurinak, 1975).

Las reacciones químicas que se suceden en el suelo de los haluros de plomo que fueron depositados, no estan bien definidas, se ha especulado que el plomo probablemente reaccione con los aniones del suelo como SO_4 , PO_4 o CO_3 o con algún complejo orgánico o arcilloso. Cualquiera de las reacciones anteriores, haría insoluble al plomo, imposibilitándole su entrada a las plantas o microorganismos.

Algunos investigadores han tratado de identificar compuestos de plomo en el suelo, en zonas de tránsito, -utilizando difracción de rayos X- sus resultados han determinado que un 50 % del plomo estaba presente como sulfato de plomo - $PbSO_4$ -, otros compuestos identificados fueron PbO , $PbSO_4 \cdot PbO_2$, PbO y PbS . Especulando sobre la conversión de los haluros de plomo a la forma insoluble sulfato de plomo, encontraron que esta se podía llevar a cabo tanto en la atmósfera como en el suelo. En la atmósfera, el ácido sulfúrico formado del SO_2 , puede reaccionar con las partículas de plomo, para dar $PbSO_4$, reacción que se puede dar en la interfase suelo-atmósfera. En el suelo la reacción del anión sulfato puede ocurrir al contacto con agua subterránea (Smith 1976).

1. Relación del fósforo y pH con la disponibilidad del plomo

En general, el fósforo nativo del suelo, tiene la característica de atrapar al plomo, el cuál a su vez puede ser precipitado en la forma de piromorfita de plomo - $Pb_5(PO_4)_3X$; donde X es el ion haluro.

Santillan-Medrano y Jurinak (1975) bajo condiciones experimentales encontraron que el hidróxido de plomo -Pb(OH)_2 parece regular la actividad del Pb^{2+} cuando el pH de la solución es menor de 6.6, a valores mayores, comunmente se presentan las fases sólidas; ortofosfato de plomo, hidroxipiromorfita de plomo y tetranlumbito de fosfato. Los suelos muy ácidos tienden a presentar plomo más soluble, por lo que fácilmente este elemento puede ser captado por las plantas o aguas subterráneas (Taylor y Griffin, 1981).

Algunos investigadores han encontrado que la captación de plomo por las plantas disminuye conforme se incrementan los niveles de fósforo en el suelo, especulando que ello se debe a la precipitación del plomo como fosfato e hidróxido. La aplicación de abono y limo también favorecen la fijación del plomo en el suelo (Miller et al., 1933; Hassett, 1974, 1976).

2. Materia orgánica, humus, capacidad de intercambio catiónico y pH: su efecto sobre la fijación del plomo en el suelo

Existen diversas investigaciones que señalan que la inmovilización del plomo, se lleva a cabo principalmente por la materia orgánica -MO- , aunque es importante también aquella realizada a través de la capacidad de intercambio catiónico -CIC- y pH. El papel que juegan los minerales arcillosos en el proceso de fijación del plomo por interacción o por adsorción, tiene menos consecuencia (Taylor y Griffin, 1981).

Estudios realizados por Zimdahl (1971) (citado por Zimdahl, 1976) en la Universidad de Colorado han mostrado que el plomo puede ser inmovilizado en un alto grado por características de la CIC e inversamente por el pH.

En la Universidad de Illinois ha sido determinada una ecuación de regresión, que predice la capacidad de un suelo para adsorber plomo con base en sus siguientes propiedades; CIC, pH y nivel de fósforo soluble (P_s) (Zimdahl y Hassett, 1980).

$$Pb_s = 34.3 + 0.0774 P_1 + 5.358 + 5.337 CIC$$

Pb_s = son los micromoles predecidos para Pb/g de suelo removido de la solución.

El coeficiente de determinación múltiple para esta ecuación es: 0-.997

Los resultados del análisis de regresión indican que las propiedades del suelo asociadas con la CIC como: alto contenido de LO, área de superficie y alto contenido de arcillas, son los factores que más intervienen en la adsorción del plomo, el pH juega un papel menor, pero mayor que el fósforo soluble; por lo tanto queda la relación de predominancia $CIC > pH > P_{soluble}$

Los materiales de intercambio catiónico del suelo, retienen con mayor facilidad a los metales pesados catiónicos, que a los hidróxidos metálicos. El valor de adsorción del plomo por el suelo en la forma $(Ca + Pb)_{suelo}$ es de 429, considerado como un valor alto.

La saturación del calcio incrementa la cantidad de adsorción de los metales pesados y la afinidad con que el suelo los retiene, por lo tanto la acción del limo es muy importante en cuanto a la retención y disposición de los metales en el suelo.

Considerando la selectividad de adsorción de los metales pesados por el suelo, han sido clasificado tres grupos: Cd y Co, Zn y Cu, y Pb el orden de dominancia tomando en cuenta sus afinidades intrínsecas con el suelo es: $Cd, Co < Zn < Cu \leq Pb$.

Tomando en cuenta los diferentes grados de selectividad con respecto al grado de adsorción que presentan algunos minerales con los metales pesados se obtuvo la siguiente relación (Santillan-Medrano y Jurinak, 1975; Zimdahl y Hassett, 1980):

Goetita: $C < Co < Zn < Pb < Cu$
Silica: $Cd < Cu < Pb < FeIII$
Fe-Gel: $Co \leq Cd < Ni < Zn < Cu < Pb$
Al-Gel: $Cd \leq Co < Ni < Zn < Pb < Cu$

Ahora bien, en cuanto a la concentración del plomo en humus, las investigaciones respectivas que se han realizado en suelos de bosques han encontrado que el plomo se concentra en el humus o fracción orgánica, y es por esta causa que es tomado lentamente por las raíces de los árboles.

El plomo, por lo tanto es un elemento huminofílico, ya que es fácilmente adsorbido por los ácidos húmicos y, ha sido detectado que cuando la concentración de estos ácidos en el suelo es baja, la movilización del plomo es bastante rápida. En los sistemas acuáticos, el plomo se une fácilmente a los ácidos fúlvicos (material húmico de relativamente bajo peso molecular), resultando en un compuesto insoluble.

Un ejemplo del papel que juega la concentración de los ácidos húmicos en la retención del plomo y aún en su filtración a mayores - profundidades, esta dado por un estudio que se llevo a cabo en Illinois, cuyos resultados muestran un rápido descenso del plomo en suelos de aluvión-marga, los cuales recibieron tratamientos de plomo en concentraciones de 0-3,200 Kg/ha en 1969, después de seis años la penetración máxima de plomo fué de 46 a 61 cm para una tasa dada de 800 Kg/ha; de 61-76 cm para una tasa de 1,600 Kg/ha, y de 76-91 cm cuando habían sido adicionados 3,200 Kg/ha; también se presentó un incremento en los lotes tratados tanto con materia orgánica como con nitrógeno total; esto se debió a que se presentó un aumento en la preservación del humus estable, ya que los ácidos húmicos y fúlvicos que se van formando se ven protegidos del ataque microbiano por la formación de complejos con el plomo que fué adicionado (Zimdahl y Koeppel, 1980)

Considerando la relación del pH y del plomo, se sabe que como el ion H^+ es buen competidor para la absorción de sitios disponibles entonces la mayoría de las sales de plomo incrementan su solubilidad conforme el pH disminuye y por lo tanto el plomo tiene mayor disponibilidad para entrar en las plantas en suelos ácidos (ya que en éstos decrece su grado de adsorción y precipitación). También se ha detectado el caso de que los iones de plomo son fuertemente adsorbidos a la materia orgánica a un pH de 3.5-4.5, de donde pueden ser liberados por intercambio de cationes (Zimdahl, 1974; Bunzl et al., 1976).

Los suelos con un pH alto tienden a frenar la filtración del plomo, inmovilizándolo, Zimdahl (1974) observó este hecho en los alrededores de una fundidora, y explica que es el resultado del efecto del pH en la solubilidad de las sales de plomo, o también, se puede deber a una competencia entre iones de plomo e hidrógeno en los sitios dis-

ponibles de fijación, lo cual no ha sido comprobado.

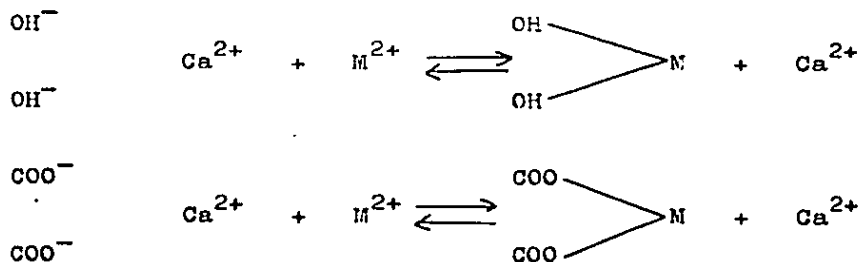
3. Relación entre las propiedades de hidrólisis del plomo y su y su adsorción por óxidos metálicos

El plomo tiene una constante de hidrólisis de 7.8 - 7.9, característica que le permite ser hidrolizado en forma más rápida que otros metales como el Zn, cuyo valor de hidrólisis es de 9.0 - 9.4, este hecho es primordial en el proceso de adsorción selectiva ya que permite la interacción con los grupos hidroxil.

Ha sido realizada una evaluación sobre adsorción selectiva del plomo por materiales de intercambio catiónico, esta se encuentra representada en la siguiente secuencia: Óxido de hierro, halosita, alofanomogolita, alofano > humus, caolinita > Montmorillonita (material negro de arcilla).

La adsorción del plomo por los óxidos metálicos se da por una adsorción específica del Pb^{2+} a nivel de su capa interna, formando enlaces de coordinación con los átomos metálicos superficiales vía átomos de oxígeno ó por grupos OH, durante el proceso de adsorción selectiva de los metales pesados catiónicos por los diferentes materiales de intercambio catiónico. La formación de los sitios de intercambio catiónico se produce cuando el pH es mayor de 6.0, debido a los procesos de ionización de los grupos superficiales OH y COOH.

Los sitios de alta selectividad durante la adsorción de los metales pesados se puede representar de la siguiente forma:



La estabilidad que tienen los complejos de coordinación formados por los metales pesados con grupos OH ó COO acetonados como ligandos es mayor que la que tienen los complejos de intercambio iónico, formados por cationes de metales pesados hidratados o por Ca^{2+} . Los cationes que son adsorbidos fuertemente, compiten en una forma eficiente con los protones en adquirir su posición en las nubes electrónicas de átomos de oxígeno de los grupos OH y COOH, ó moléculas de H_2O (Abd-El-fattah y Wada, 1981).

V Efecto del plomo en la biota del suelo

El hecho de que la mayor concentración del plomo se encuentre concentrado en los estratos superiores del suelo, representa implicaciones dañinas para su biota (Smith, 1972).

La forma en la cual, los metales pesados como el plomo afecta la biota del suelo es alterando el mecanismo de descomposición de la capa de hojarasca y el ciclo de nutrimentos; ya que al contaminarse la materia orgánica se produce interferencia en el sistema enzimático de los microorganismos encargados de llevar a cabo su descomposición (Rühling y Tyler, 1973; Page y Gange, 1970).

Se han llevado a cabo estudios in vitro, que consideran la interacción del plomo presente en el suelo con el ciclo del nitrógeno y la intervención que pudieran tener con la transferencia microbiana de Fe, P y S en zonas inmediatas a las vías de circulación, encontrándose que Micrococcus lutens y Azotobacter, pueden tomar cantidades sustanciales de plomo, aparentemente sin producirles algún daño metabólico. Sin embargo investigaciones realizadas por Rother et al. (1982), en Derbyshire, Londres, detectaron alteraciones agudas en la mineralización del nitrógeno, al estudiar suelos que fueron contaminados por metales, tanto en forma natural (por material pirital) como por actividades mineras. Encontraron que bajas concentraciones de metales no afectan la nitrificación -por ejemplo 1,000 mg de Pb/ml tienen poco efecto-, necesi-
tándose para poder producir cualquier efecto apreciable 2,000 mg de Pb/ml. Durante el transcurso del estudio y posterior a la adición de una solu-

ción salina con un metal pesado, se detectaron en las primeras horas del tratamiento efectos severos (a pesar de que en algunas horas la mayoría de los iones metálicos habían sido adsorbidos o removidos de la solución, por lo que no están disponibles para los microorganismos) manifestándose en que una gran proporción de la flora bacteriana fue inactivada o muerta y finalmente se desarrollaban poblaciones resistentes. Concluyeron que características como: CIC y contenido de arcilla, son los factores que influyen en la sobrevivencia de los microorganismos que efectúan la amonificación y nitrificación, ya que actúan como quelatantes. Así, otra vez las características del suelo son determinantes para los efectos tóxicos que los metales pesados como el plomo pueden provocar en la biota del suelo.

Otro estudio importante realizado en una zona donde se encuentra situada una fundidora, proporciona evidencias que apoyan el hecho de que la contaminación por metales pesados retarda algunas de las actividades microbianas. En esta zona, se presentó una acumulación de desechos vegetales sin presentar descomposición, una mineralización reducida de carbono y nitrógeno, e inhibición de enzimas que actúan en la descomposición de la celulosa ó almidón, originando todo ello una reducción en la población microbiana (Williams et al., 1977).

También se ha estudiado el impacto que el plomo puede llegar a tener en la fauna incluyendo insectos y lombrices (determinantes en el mantenimiento de las características físicas del suelo). Investigaciones conducidas a lo largo de dos vías vehiculares de Maryland, demuestran que las lombrices acumulan plomo, y que las concentraciones en ellas disminuyen en un incremento con la distancia a la vía vehicular; la concentración promedio detectada en las lombrices fue de $331 \mu\text{g/g}$ de Pb esta consideración es de suma importancia, ya que los animales que se alimentan de estos gusanos, por grandes períodos de tiempo pueden llegar a acumular niveles tóxicos de plomo.

De igual forma, se han realizado análisis de plomo en insectos que habitan en suelo de zonas de circulación automotriz, encontrándose una relación directa entre carga de plomo y densidad de tránsito; el orden

el orden de predominancia en el nivel de plomo en los insectos es de: depredadores > masticadores > succionadores

Al unísono, se ha detectado que las hormigas tienen particularmente altos niveles de plomo (Smith, 1972).

VI Legislación sobre los niveles del plomo en suelos

Un punto relevante a tocar en este tema, es la disponibilidad del plomo en el suelo, pues de ello dependen los valores reportados por los diferentes investigadores y por lo tanto de su evaluación sobre el riesgo potencial que pudiera llegar a tener el plomo tanto en plantas como en humanos y animales. El plomo disponible está íntimamente relacionado con las variantes que existen en las extracciones químicas del plomo del suelo, las cuales a su vez deben su eficiencia al tipo de suelo, y es por ello que pueden confundir los resultados. Lo que idealmente se recomienda es que el extractor empleado sea accesible al suelo analizado en términos de su pH (Barry y Clark, 1978).

La composición elemental de los materiales que constituyen el suelo (considerando material parietal), son los factores principales que proporcionan variabilidad en el contenido de plomo en suelo, siendo diferentes para cada localidad; y, esta cuestión es la determinante a considerar por cualquier País, en cuanto al establecimiento de legislaciones en los niveles de plomo, las cuales consideran a su vez que concentraciones pueden acarrear problemas de contaminación. Al respecto pueden llegar a surgir confusiones, pues cuando una Nación determina que ciertas concentraciones de plomo son consideradas bajas, puede suceder que estas mismas concentraciones resulten contaminantes para otro País. Un ejemplo de ello lo proporcionan los estudios de Shacklette et al. (1971), quienes al estudiar la composición elemental de los materiales superficiales (hasta 20 cm de profundidad), en USA reportaron que el valor de la media geométrica era de 16 ppm y al comparar este valor con lo encontrado en Wales y Este de Inglaterra, observaron que era de 40 ppm, por lo tanto los niveles de plomo en suelos, que pueden ser considerados como contaminantes (aún aquellos presentes en forma natural) son únicamente las concentraciones

nes que sean biologicamente dañinas y, entonces, ya tienen un significado especial (Davies y Holmes, 1972).

Linzon et al. (1976) crearon una guía fitotoxicológica para concentraciones de plomo en suelos considerados como niveles excesivos a partir de datos obtenidos en áreas urbanas, rurales, vías de circulación y localidades industriales en Ontario, Canada. Esta zona en 1975, tenía 45 fuentes potenciales de plomo, en su mayoría industrias secundarias de plomo, de éstas 14 se encontraban concentradas en una gran área urbana, por lo que ellos consideraron que un nivel excesivo no necesariamente significa que la concentración del metal sea tóxica. Esta guía esta sujeta a modificaciones.

Concentración promedio de Pb. (ppm en peso húmedo)	Suelo (0-5 cm)
Area rural	100
" urbana	200-300
Adyacente a una vía vehicular y a una zona ubicada en la principal avenida de la Cd.	300-400
Considerado "excesivo"	600

Linzon (op. cit.) recomienda que suelos adyacentes a industrias y que tengan una concentración promedio de más de 1,000 ppm, sean removidos de la localidad, acompañado por un programa de limpieza e implementación de medidas estrictas de control.

Tabla 3. Niveles de plomo detectados en suelos superficiales de zonas urbanas, sub-urbanas y rurales.

Concentración de Pb (ppm) ^a	Características de la localidad estudiada	Ciudad	Referencia
478 10-15 ^a	Localidad urbana " rural	New Haven Connecticut	Smith, 1972
540 530 403	Suelos urbanos adyacentes a vías de circulación	U.S.A	Zimdahl y Hassett, 1980.
194 560 3,357	Parques de zonas urbanas ^b Parque Balboa " Golden Gate " Mac Arthur	San Diego San Francisco Los Angeles	Zimdahl y Hassett, 1980
5.82 (m mol/Kg)	Localidad sub-urbana con ^c tráfico pesado	Amsterdam	Ernest y Bast-Cramer, 1980.
450-600 (Pb disponible)	Localidad urbana, que tiene un suelo con características de margas-arena, con un contenido de Pb total de 2,830-5,620 ppm.	Cambridge, Massachusetts	Nicklow <u>et al.</u> , 1983.
180 (mg/Kg) 91 42	Localidad urbana " sub-urbana " rural	Birmingham, ^d Inglaterra	Davies y Houghton, 1984.

a Concentración similar a la detectada en la corteza terrestre

b Valores considerados como extremadamente altos

c El nivel de base considerado en área libre de tráfico es de 0.19

d El nivel de base considerado en esta zona es de 05 mg/Kg de suelo

Tabla 4. Niveles de plomo detectados en suelos superficiales de zonas mineras

Concentración de Pb (ppm)	Característica de la localidad estudiada	Ciudad	Referencia
47,000 5,000 3,000	Jardines locales adyacentes a una localidad minera, el primer valor es considerado excesivo.	Wales	Davies y Roberts, 1975.
21,219 ^a 6,845 ^b 273.9 ^a 37.4 ^b	Suelos con desechos de minas Pastizal localizado a 500 m de la mina	Y Fan Powys, Wales	Williams <i>et al.</i> , 1977.
20 - 310 41 - 522	Distrito que fué utilizado para minar minerales no ferrosos en el S. XIX. Suelos utilizados para agricultura Suelos pertenecientes a jardines	Valle de Tamar de Cornwell y Devon Inglaterra	Zimdahl y Hassett, 1980
3,340 (mg/Kg)	Zona experimental de cultivo establecida en áreas mineras de Pb, el más bajo fué de 5.4 y el más alto de 7.3	Clwyd y Derbyshire, Inglaterra	Davies y White, 1981.
42 5 - 1,200	Valor promedio de 226 granjas, las cuáles reciben plomo principalmente de una zona minera alledaña, así como de fundiciones e industrias.	Wales	Chamberlain, 1983.

a Pb total
b Pb extractable

Tabla 5. Distribución horizontal del plomo, en suelos localizados en las inmediaciones de zonas industriales, fundidoras y fábricas.

Distancia a fuente (m)	Concentración de Pb (ppm)	Nivel de base	Característica de la localidad estudiada	Ciudad	Referencia
0 - 10	193	70 ^a	Zona industrial más grande de la Gran Bretaña; localidad estudiada; sitio agrícola-cantano productivo con suelos orgánicos.	Manchester Gran Bretaña	Davies <i>et al.</i> , 1978.
10 - 20	100				
20 - 50	36				
100	5,380	482 ^b	Localidad situada en la vecindad de una fundidora urbana de Pb secundario, cuyas emisiones en 1973 fueron de 17 Ton de Pb.	Ontario	Linzon <i>et al.</i> , 1976.
200	1,650				
300	2,300				
400	4,650				
500	613				
30	1,930	482 ^b	Vecindad de una fábrica urbana de manufactura de baterías, cuyas emisiones de Pb en 1973 fueron de 6 Ton.	Ontario	Linzon <i>et al.</i> , 1976.
100	983				
200	335				
330	320				
660	95				
5.8	380 (mg/Kg)	10 ^c	Bosque boreal expuesto durante 50 años a deposición atmosférica de SO ₂ y partículas metálicas, provenientes de una fundidora; el % de emisión de Pb fué de 5.1	Flin, Flon Manitoba	Hogan y Wotton, 1984.
8.9	50				
15.5	10				
38.1	6				

a Valor tomado de Davies y Roberts, 1975

b " " en un área control urbana, entre dos fuentes industriales

c " considerado a una distancia de la fuente de 68.2 km.

Tabla 6. Niveles de plomo detectados en suelos superficiales localizados en las inmediaciones de industrias y fundidoras.

Concentración de Pb (ppm)	Nivel de base	Características de la localidad estudiada	Ciudad	Referencia
86.6	15.7 ^a	Granja localizada en una zona que en 1972, produjo 489,397 Ton de Pb 79% de la producción completa de Pb en USA.	Sur-Este de Missouri	Dorn <i>et al.</i> , 1975
200	70 ^b	Localidades con gran variedad de industrias que procesan metales pesados	Manchester, Inglaterra	Davies <i>et al.</i> , 1978
243	70 ^b	Zona agrícola pantanosa productiva situada al Nte del área industrial		
89	20 - 50 ^c	Zona de mayor actividad industrial de la Grecia central (presencia de carreteras, destilerías, refinerías de aceite, fábricas de aceros, etc)	Planicie Thriasian, Grecia	Nakos, 1982
2,600	110 ^d	Valor promedio, tomado de jardines de dos distritos de Toronto, uno de los cuáles recibió carga pesada de Pb, proveniente de una fundidora	Toronto, Canada	Chamberlain, 1933

a El nivel de base, fué tomado en una granja control, localizada en la misma localidad geográfica, a 40 millas de la granja estudiada, pero sin exposición al plomo.

b Valor tomado de Davies y Roberts, 1975.

c Valor tomado en áreas no contaminadas, fuera de la actividad industrial.

d Valor tomado en la zona de control.

Tabla 7. Distribución vertical del Pb, en suelos localizados en áreas urbanas e industriales.

Profundidad (cm)	Concentración de Pb (ppm)	Características de la localidad estudiada	Ciudad	Referencia
0 - 15 15 - 30	159 105	El sitio de detección, estuvo localizado a 7.60 m de distancia de la avenida principal.	N.E. de Nueva Jersey.	Motto <i>et al.</i> , 1970.
0 - 2.5 10 - 15	292 148	Zona urbana con gran cantidad de industrias que utilizan Pb.	Ontario, Canada	Linzon <i>et al.</i> , 1976.
0 - 1.5 1.5 - 2.5 2.5 - 7.5 7.5 - 12.5 12.5 - 17 17 - 20	6,835 4,277 256 897 30 22	Sitio localizado en la intersección de la Av. Heston, Londres, con 90,000 veh/día, el contenido de Pb en la gas fué de 0.49 g/l; siendo en 1976 las emisiones totales de Pb de 450 g/m.	Londres, Inglaterra.	Little y Wiffen, 1978.
0 - 2 2 - 10	600 - 1,000 80 - 120	Localidad que tuvo una fundidora, que se mantuvo en operación 80 años, cerrando en 1971.	Selby, San Francisco.	Rains, 1975.
Horizonte O ₂ (descomposición de la hojarasca) Parte sup. del horizonte A.	> 2,000 200 - 1,100	Zona con dos fundidoras de Zn, la detección de Pb se realizó a 1Km de distancia, el 90% del Pb se mantuvo restringido a los primeros 15 cm.	Palmerton, USA.	Zimdahl y Hassett, 1980.
Horizonte orgánico 0 - 5 5 - 10 10 - 15	800 (mg/Kg) 380 75 25	Bosque boreal expuesto durante 50 años a la depositación atm. de SO ₂ y de partículas metálicas provenientes de una fundidora, cuya emisión de partículas totales fué de 27.2 mg/D, correspondiente a un 1% en composición de Pb de 5.1.	Flin Flon, Manitoba	Hogan y Wotton, 1984.

Continuación tabla 7.

Profundidad (cm)	Concentración de Pb (ppm)	Características de la localidad estudiada	Ciudad	Referencia
0 - 23	42	Perfil de suelo sin disturbios, en el estrato de 0-23 cm se nota un incremento de 10 ppm, como para los niveles detectados en 1880.	Rothamsted	Chamberlain, 1983.
23 - 46	29		Herts,	
49 - 90	23		Inglaterra	

a Los valores considerados como normales, fueron tomados a 100 m de distancia de la vía vehicular, los niveles resultantes en el perfil de suelo fueron:

Profundidad (cm)	Concentración de Pb (ppm)
0-5	202
5-10	142
10-15	148
15-20	146

b Los niveles de base fueron tomados a 68.2 Km de distancia de la fuente, las concentraciones en el perfil fueron:

Profundidad (cm)	Concentración de Pb (mg/Kg)
Horizonte orgánico	30
0.-5	10
5-10	10
10-15	10

PLOMO EN LA VEGETACION

I Factores que determinan la entrada del plomo a la vegetación

1. Influencia de las características físicas y químicas del medio donde se desarrollan las plantas.

Bajo condiciones naturales, las plantas no absorben fácilmente el plomo contenido en el suelo, ya que este tiene una gran capacidad para inmobilizarlo. Para que las plantas puedan llegar a absorber cantidades tales de plomo que les puedan provocar efectos tóxicos visuales, se necesita que existan en el suelo altas concentraciones de plomo soluble, lo que además está supeditado al tipo de suelo, textura, forma química del plomo, pH, temperatura del suelo, disponibilidad del calcio, suministro de fósforo, azufre y silicio soluble, contenido de materia orgánica, clima, geología y topografía (Motto et al., 1970; Lagerwerff, 1971; Jones et al., 1973; Rolfe, 1973; Rains, 1975; Hassett, 1976; Karamanos et al., 1976; Smith, 1976; Zimdahl, 1976; Zimdahl et al., 1978; Carlson y Rolfe, 1979; Zimdahl y Koeppe, 1980; Allinson y Dzialo, 1981; Martin et al., 1981).

La forma en que cada uno de los factores antes mencionados, afecta la captación y contenido del plomo en las plantas se muestra en la tabla 8. También se encuentran involucrados en este proceso las características de cada vegetal, por lo que es conveniente para cuestiones agrícolas realizar una selección minuciosa de variedades de plantas que presenten algún mecanismo para evitar la llegada del plomo a las partes comestibles (Martin et al., 1981).

Considerando exclusivamente la influencia del azufre en el contenido de plomo por las plantas, estudios llevados a cabo por Karamanos et al. (1976) señalan que suelos tratados con azufre incrementan la concentración de plomo en las raíces de las plantas, así como su producción de materia seca, explicándose este hecho debido a que el Pb^{2+} como el Hg^{2+} , tienen una afinidad muy alta por los grupos sulfidrilo de algunos aminoácidos tales como la metionina, cisteína, etc, por lo que probablemente se dió la interacción S-Pb en el exterior o interior de las raíces, provocando un incremento en el complejo "Pb-proteína" en la

Tabla 8. Influencia de las características físico-químicas del suelo, en la captación del plomo por las raíces de las plantas.

<u>Característica</u>	<u>Planta estudiada</u>	<u>Efecto</u>	<u>Referencia</u>
Temperatura del suelo	Raíces de frijol	Incremento en la temperatura del suelo, aumenta la absorción metabólica del Pb por las raíces.	Broyer <u>et al.</u> , 1972.
Disponibilidad del Ba ²⁺	Raíz de <u>Lo-lium perenne</u> L. var. S23	El Pb ²⁺ es fácilmente intercambiable por el Ba ²⁺ , debido a que tienen un radio similar; Pb ²⁺ = 1.32 Å ^o y el Ba ²⁺ = 1.43 Å ^o	Jones <u>et al.</u> , 1973.
Disponibilidad del Ca ²⁺	<u>Festuca ovina</u>	El Ca ²⁺ disminuye la toxicidad del Pb en raíz, inhibiendo en forma competitiva su acumulación, y aumentando el índice de tolerancia al Pb.	Garland y Wilkins, 1981.
Suministro de fósforo	Diversas	La adición de P al suelo, disminuye la captación de Pb por las plantas por la formación del compuesto precipitado de fosfato de Pb insoluble. Altos niveles de P reducen la entrada del Pb a las plantas en un 50 %.	Rolfe, 1973. Zimdahl, 1976.
Adición de azufre	<u>Medicago sativa</u> y otras	La adición de S al suelo disminuye la entrada de Pb por las raíces e incrementa su producción en materia seca.	Jones <u>et al.</u> , 1973. Karamanos <u>et al.</u> , 1976.
Adición de limo	Ciertas especies de cultivo	La adición de limo (CaCO ₃) disminuye la solubilidad del Pb en el suelo y por consecuencia su disponibilidad a las plantas.	Martin <u>et al.</u> , 1981.

Cont. tabla 8.

<u>Característica</u>	<u>Planta estudiada</u>	<u>Efecto</u>	<u>Referencia</u>
Suministro de agentes quelantes	Especies de cultivo	El suministro de agentes quelantes al suelo contaminado incrementa el contenido de Pb en las plantas unas 8 veces.	Rains, 1975.
Nitrógeno	Lechuga	Niveles bajos de N (50 ppm como NH_4NO_3) reducen parcialmente la entrada de ^{210}Pb , pero no en la misma proporción que el limo.	Martin <u>et al.</u> , 1981.
Fertilizantes	Especies de cultivo	La utilización de fertilizantes inhibe en alguna medida la entrada de Pb del suelo a las plantas, dependiendo de su concentración, tipo de fertilizante y del número y cantidad de metales en el suelo.	Jones <u>et al.</u> , 1973. Carlson y Rolfe, 1979.
Tipo de suelo	Diversas especies	Suelo tipo arcilloso y calcáreo, reduce la disponibilidad del Pb a las plantas, ya que sus materiales forman compuestos insolubles con el Pb, quedando fijos e inmóviles.	Smith, 1976. Zimdahl, 1976.
Materia orgánica	Diversas especies	La adición de materia orgánica disminuye el Pb disponible a la vegetación.	Zimdahl y Koepe, 1980.
pH	Diversas	La disminución del pH provoca un incremento en el contenido de Pb del tejido vegetal y disminución en la producción de materia seca, debido a que favorece la solubilidad del Pb.	Allinson y Dzialo, 1981. Lagerwerff, 1971.

Cont. tabla 8.

<u>Característica</u>	<u>Planta estudiada</u>	<u>Efecto</u>	<u>Referencia</u>
Pb soluble	Diversas	El aumento del Pb soluble en el medio donde crece la planta, incrementa la cantidad de Pb en los tejidos, pudiendo llegar a ser 8-10 veces más que el nivel normal y con una deficiencia concomitante de Zn (elemento esencial).	Lagerwerff, 1971. Motto <u>et al.</u> , 1970. Zimdahl <u>et al.</u> , 1978.
Presencia de Pb + Cd.	Senteno	Existe un efecto sinérgico del Pb+Cd. La presencia de Pb > la concentración del Cd en el tejido vegetal y la presencia del Cd < significativamente la concentración de Pb en las plantas, ya que este es tomado preferencialmente.	Allinson y Dzialo, 1981.

planta.

En cuanto a la porción de suelo que resulta ser activa para la captación del plomo por las raíces de las plantas, es aquella que forma la fase soluble, aunque ha sido formulada una hipótesis que menciona que el plomo no es tomado directamente del suelo por las raíces, sino de la interfase aire-suelo, mediante su absorción por materiales vegetales muertos y húmedos, los cuáles llevan consigo la mayor cantidad de plomo (Motto et al., 1970).

2. Epoca del año

La época del año, relacionada con el proceso de crecimiento vegetal, es uno de los principales factores que determinan los niveles de plomo en las plantas. El esquema que se manifiesta en las diferentes estaciones del año es el siguiente (fig.IV) (según Crump et al., 1980)

- Invierno; Se detectan las concentraciones más altas.
- Primavera; Se detectan las concentraciones más bajas.
- Verano; Los niveles permanecen constantes.
- Otoño; Carga constante de plomo, con un ligero incremento gradual.

En invierno el crecimiento de la planta se encuentra retenido a consecuencia del período invernal y su morfología esta caracterizada por ramas y troncos desnudos desprovistos de su cubierta foliar, todo ello facilita la entrada y acumulación del plomo. Durante la primavera se sucede un crecimiento nuevo, activo y rápido, lo que origina una dilución en la carga de plomo, pues la presencia de este material joven genera un área superficial muy grande la cual tiene la capacidad de poder coleccionar partículas suspendidas de manera muy eficiente. Este patrón de distribución estacional ha sido detectado en diversas especies vegetales como; pasto inglés (Lolium perenne), cebada (Hordeum vulgare), avena (Avena sativa), musgos, papa (Solanum tuberosum), etc. (Mitchell y Reith, 1966; Chamberlain, 1970; Rains, 1971).

También han sido reportados algunos casos que difieren de este patrón, detectando las concentraciones mayores de plomo en las porciones aéreas de los pastos senescentes, durante los meses de invierno, incluso hasta 100 veces más que en primavera, debido a;

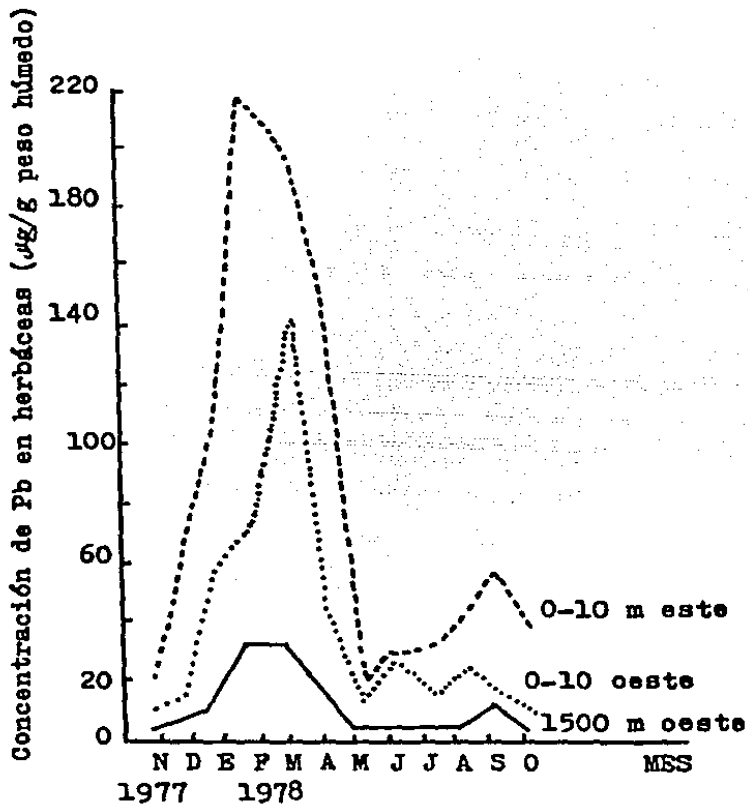


Fig. IV. Cambio estacional en la concentración de Pb, en herbáceas situadas en las márgenes y a algunos metros de distancia de una vía vehicular, en Londres, durante 1977/1978. (Según Crump et al., 1980)

- Dominancia de la entrada del plomo atmosférico.
- Incremento en la movilización del plomo por una translocación sustancial de las raíces a la porción aérea.
- Reducción en la producción de materia seca de la planta, sin la pérdida del plomo asociado (Karamanos et al., 1976).

Heichel y Hankin (1976) encontraron la relación antes mencionada en coníferas, en ellas aún bajo condiciones de crecimiento rápido del follaje, no presentan dilución en la carga de plomo en sus acículas y ramas, por lo que se les considera como indicadoras de plomo con respecto al tiempo de exposición a la contaminación.

La variación estacional va a estar condicionada a factores como: estabilidad atmosférica, concentración de plomo atmosférico, tamaño de partícula, crecimiento y características superficiales de la especie vegetal.

3. Edad de las plantas.

La edad de las plantas es otro de los factores determinantes que favorecen el incremento de los niveles de plomo en ellas; por consiguiente siempre se presenta la siguiente relación; conforme aumenta la edad de las plantas (hojas senescentes) se incrementa su acumulación y concentración de plomo. Esto se debe a que las plantas maduras llevan un tiempo de exposición prolongado a la depositación aérea por plomo. Los tejidos viejos de las hojas presentan un rompimiento en sus capas epidérmicas, especialmente en la cutícula, provocando un incremento en la permeabilidad del agua y diversos materiales, entre ellos el plomo soluble; además de que el plomo atmosférico permanezca unido fuertemente a las hojas una vez que ha sido depositado y es muy difícil de remover.

Un ejemplo de ello, lo muestran Crump y Barlow (1982), quienes detectaron 10 ppm en hojas verdes y 101 ppm en hojas café senescentes

Las especies que tienen un ciclo de crecimiento lento con alto grado de senescencia tienen contenidos más grandes de plomo que las especies que tienen cambios rápidos de hojas (Rühling y Tyler, 1968; Rühling y Tyler, 1973; Heichel y Hankin, 1976; Little y Wiffen, 1977; Ratcliffe y Beeby, 1980; Crump y Barlow, 1982).

II Entrada del plomo a los vegetales y su translocación

El plomo puede entrar a las plantas, a través de tres rutas; por la raíz tomando el plomo disponible que se encuentra en el suelo; y por el tallo y el follaje captando el plomo atmosférico. Una vez que el plomo, ha penetrado a la planta por cualquiera de estas vías, puede ser translocado a otras estructuras, donde su acumulación va a estar supeditada a diversos factores, tanto fisiológicos como ambientales.

1. Raíz

La mayoría de las investigaciones que tratan la translocación del plomo desde la raíz a las estructuras aéreas de la planta, consideran que esta ruta es bastante limitada y cuando sucede es extremadamente lenta (Lagerwerff, 1972; Kazmierczakowa, 1973; Rains, 1975; Martin et al., 1981). Esto se debe a que la fracción móvil y soluble del plomo total presente en el suelo que puede ser captada y translocada por las raíces de las plantas es muy pequeña; ha sido cuantificada en un 0.003 a 0.005 %. Otros estudios mencionan que la cantidad de plomo que puede translocada es de únicamente un 2% (Wilson y Cline, 1966; Malone et al., 1974).

Una vez que el plomo soluble es captado por la raíz, éste se enfrenta con dos barreras, primero con la endodermis, pero si llega a atravesarla puede ser inmovilizado por las paredes celulares de los elementos del xilema y del floema. Ambos tejidos, funcionan como vías de circulación de los metales dentro de la planta. Se sabe que los procesos de transferencia crítica de los metales pesados se llevan a cabo en estos tejidos, pero aun no han sido bien definidas las posibles barreras que interfieran a la circulación de los metales.

Dollard y Lepp (1980) investigaron la circulación de los metales traza en Acer pseudoplatanus; encontraron una carencia completa en el movimiento tangencial del plomo (transporte de célula a célula); considerando que este fenómeno se debió a que el plomo presenta una afinidad muy alta por la celulosa. En cuanto al movimiento longitudinal fué poco significativo, por la imposibilidad que tiene el plomo de en

trar a los elementos cribosos, el plomo que puede llegar a cruzarlos interactúa con el flujo de translocación formando compuestos insolubles con los aniones que comunmente se encuentran en este sitio como PO_4^{2-} y SO_4^{2-} , este proceso forma una barrera que inmoviliza cualquier tipo de plomo dentro de los tubos cribosos, todo ello aunado a que se liga facilmente a sus paredes celulares y membranas.

En cuanto a las investigaciones sobre translocación, Jones et al (1973) utilizaron sales de plomo en solución en cultivos de hidroponía y encontraron que las raíces pueden tomar desde un 58 a un 80 % del plomo adicionado, incrementando al mismo tiempo su translocación a las partes aéreas de las plantas. Sin embargo bajo estas mismas condiciones, existe información que manifiesta la carencia de translocación de raíz a partes aéreas.

En general, el fenómeno de translocación del plomo desde la raíz a órganos aéreos de la planta, va a estar íntimamente relacionado con la especie vegetal de que se trate. Así, la raíz del rábano, una de las especies comestibles más estudiadas, es buena captadora de plomo derivado del suelo, y lo trasloca facilmente a otros órganos. Se ha detectado en Raphanus spp que un porcentaje de un 60% del plomo presente en la porción aérea, llegó por translocación desde la raíz (Lagerwerff, 1971; Davies y Houghton, 1984).

Las especies vegetales que poseen raíces profundas captan menos plomo que las especies que tienen sus raíces a nivel del estrato superior del suelo; las raíces largas además son fibrosas y se ramifican, representando gran parte de la biomasa vegetal (Grodzinka y Kázmierczakowa, 1977).

También se ha encontrado una relación entre el diámetro de las raíces y su acumulación de plomo, las que miden menos de 0.5cm, son las que lo captan en forma más eficiente, aunque la tendencia a concentrarlo, esta en las raíces que poseen un diámetro de 0.5 - 2 cm (Van Hook et al., 1977).

La fracción de plomo que puede estar asociada a las raíces, es proporcionalmente baja, en relación a su superficie-volumen (Broyer et al., 1972).

2. Follaje

La mayor cantidad del plomo presente en las plantas, puede provenir de fuentes atmosféricas, entrando a través de las hojas por apertura estomática o cutícula; principalmente en aquellas plantas situadas a lo largo de vías vehiculares con tránsito pesado. La entrada del plomo atmosférico a las plantas va a estar relacionada con las condiciones meteorológicas, principalmente con la dirección y velocidad del viento, y, con la lluvia; ambos factores incluso llegan a ejercer mayor influencia sobre la contaminación del follaje que las emisiones de plomo emitidas por los automóviles (Stephens et al., 1972; Rolfe y Bazzaz, 1975; Hughes et al., 1980; Kazimir et al., 1982; Zurrera et al., 1987).

Existe controversia, en cuanto al papel que juegan las estructuras aéreas para captar plomo atmosférico y translocarlo a otros órganos de la planta (Ter Haar, 1970; Lagerwerff, 1972; Carlson et al., 1976).

Rabinowitz (1972) (citado por Zimdahl y Koeppe, 1980) realizó una investigación que manifiesta la eficiencia del follaje para absorber y translocar aerosoles de haluros de plomo en plantas jóvenes de avena (Avena sativa), lechuga, rábano y hojas de álamo (Platanus occidentalis). Estas plantas se encontraban situadas en las orillas de una carretera. También se detectó, que estas mismas plantas, pero con mayor edad efectuaban la translocación y absorción del plomo únicamente en una proporción del 1% ó menos.

En general, se considera, que la translocación foliar a otros órganos de la planta es baja, ya que el plomo forma complejos insolubles con la fracción de la pared celular, lo cual permite que el plomo atmosférico se retenga con gran facilidad en las hojas. Al respecto Arvik (1973) (citado por Zimdahl y Koeppe, 1980), experimentó con hojas y frutos de diversas especies, aisló su cutícula y la colocó como barrera entre una solución de plomo y agua desionizada, detectando

que aún bajo condiciones extremas, como: pH bajo, altas concentraciones de plomo en la solución y largos tiempos de exposición (144 hs), únicamente pudo atravesar esta barrera cuticular un porcentaje de plomo menor a un 2.6×10^{-3} , pero, si la cutícula era privada de su capa cerosa, se incrementaba ligeramente el transporte.

3. Tallo

El tallo también representa una vía de entrada constante de plomo atmosférico a la planta, incluso puede llegar a ser dominante, en las épocas donde predomina la ausencia de hojas y cuando los tallos se encuentran en fase durmiente (Jones et al., 1973).

La acumulación del plomo en la corteza de los árboles, se da en forma directa e ininterrumpida, pudiéndose mover en forma lateral a los tejidos del leño. Durante este proceso, no interviene la zona activa del cambium, ni ningún otro proceso metabólico, tampoco influye el estado fisiológico del tallo, aunque la edad llega a ser un factor determinante en las cantidades absolutas que pueden entrar mediante esta ruta. Una vez que el plomo está dentro del leño, no se conoce cuál es su función, pero ha sido postulado, que se une a las paredes celulares de los vasos xilemáticos (Lepp y Dollard, 1974).

Los estudios que han considerado al tallo (principalmente a los anillos xilemáticos), como un captador e indicador del plomo atmosférico local a través del tiempo, han encontrado que se efectúa translocación de tipo radial y vertical en el tejido xilemático, pero sin presentar un patrón de distribución específico que refleje cambios de concentración a través del tiempo de exposición. Las cantidades de plomo que se pueden llegar a detectar en los anillos xilemáticos del tallo, solo indican los cambios de distribución del plomo que se sucede a través de los años, en el microambiente del mismo árbol, lo cuál puede deberse a los procesos de translocación ó al ciclaje del exceso del plomo, o a ambos factores (Szopa et al., 1973).

III Impactación del plomo atmosférico en el follaje de las plantas

La impactación del plomo atmosférico en el follaje de las plantas, se da por los procesos de depositación tanto húmeda como seca. Esta última es la que tiene mayor relevancia en contaminar a la vegetación, y a su vez, esta íntimamente relacionada con la velocidad del viento, el tamaño de partícula y características morfológicas su perificiales de las hojas; todo ello crea la eficiencia de la depositación de los aerosoles que llevan plomo en el follaje (Crump y Barlow, 1982).

La depositación de los aerosoles de plomo en el follaje, se ve afectada por los siguientes factores:

- Características propias de los aerosoles (tamaño, forma, composición química, densidad de la nube de emisión, etc.)
- Características morfológicas foliares de la especie vegetal (rugosidad, pubescencia, humedad, forma y postura de la hoja, proporción de tallos y otros tejidos leñosos).
- Densidad de la población vegetal
- Características del habitat del vegetal (estación del año y clima)

Para las partículas que tienen un diámetro entre 1.0 y 5.0 μm la depositación se considera ineficiente, jugando un papel determinante el proceso de la impactación y con ello la presencia de pelos finos en la cubierta foliar; para las partículas de tamaño submicrométrico la difusión turbulenta es el proceso dominante. Cuando se lleva a cabo el tipo de depositación por difusión turbulenta, la naturaleza de la superficie foliar no tiene un papel determinante en la captación del plomo, ya que la turbulencia reduce la capa límite laminar y con ello la resistencia a la depositación en la hoja intacta (Chamberlain, 1970; Wedding et al., 1975; Little y Wiffen, 1977).

Las características morfológicas foliares que incrementan la depositación de los aerosoles de plomo son:

- Pubescencia (cubierta foliar con pelo fino y suave). Ha sido determinado que las hojas pubescentes adsorben de 7 a 10 veces más plomo que las hojas lisas ó glabrescentes.

- Hojas pilosas (cubierta foliar con presencia de pelos distribuidos en forma no uniforme).
- Area foliar grande.
- Prollaje extenso.
- Diversos elementos microsuperficiales rugosos (como tricomas estelados).
- Estructuras cerosas.

(Carlson et al., 1976; Ho y Tai, 1979; Martin et al., 1981).

Considerando los aspectos anteriores, Varshney y Garg (1980), evaluaron el impacto ocasionado por una termoelectrica, que consume aproximadamente 3,400 Ton de C diariamente, en tres especies con estructuras foliares diferentes. Al analizar el grado de afectación, encontraron la siguiente relación:

<u>Grado de afectación</u>	<u>Tipo de hoja</u>		
	<u>pilosa</u>	<u>> pubescente</u>	<u>> glabrescente</u>
Reducción en el área foliar	54 %	39 %	35 %
" " la biomasa	59 %	49 %	30 %

Las especies pilosas y pubescentes, mostraron daños foliares visibles como manchas necróticas, clorosis, tejido intervenal muerto, márgenes foliares enrollados; la especie glabrescente no mostró ningún daño.

En general la forma en que las estructuras como pelos, tricomas, etc ayudan en la captación de partículas con plomo, es debido a que estas se proyectan a través de la capa laminar del aire que rodea a la hoja, aumentando el área superficial foliar efectiva para que se lleve a cabo una depositación del tipo turbulenta. Las plantas que poseen estas características se les denomina filtradores efectivos de flujo con taminado (Little y Wiffen, 1977).

IV Comportamiento del plomo dentro del vegetal

1. Elaboración de los depósitos de plomo en las células vegetales

El proceso de formación de los depósitos de plomo, en las células vegetales, ha sido estudiado principalmente en raíz de maíz (Zea mays L.) bajo condiciones de laboratorio, el desarrollo general de este proceso es el siguiente; los depósitos de plomo soluble son captados por una vesículas presentes en el citoplasma de la raíz, llamadas dictiosomas, ello lo hacen como resultado de sus actividades normales. Posteriormente, precursores de la pared celular son adicionados a estas vesículas, mediante dos formas; por aposición con vesículas que contienen productos de secreción de la pared celular, o bien con productos que las mismas vesículas secretan. Eventualmente los dictiosomas que llevan tanto los depósitos de plomo, como los compuestos que van a formar parte de la pared celular, se mueven a la periferia de la célula, pasando a través del plasmalema para fusionarse con la pared celular, de esta manera el plomo queda como un constituyente de la pared celular. Los sitios donde son depositados los cristales de plomo se vuelven anormalmente gruesos (Malone et al., 1974).

Algunos biólogos celulares afirman, que existen otros aniones en el citoplasma que pueden actuar como captadores de plomo ó de cualquier otro compuesto no esencial y precipitarlo de forma insoluble. Además, se ha manifestado, que la entrada de plomo a las raíces no requiere gasto energético, llevándose a cabo de manera pasiva, mediante el flujo de transpiración y acumulándose en sitios donde se lleva a cabo la evaporación (Zimdahl y Koeppe, 1980).

Depósitos de plomo han sido detectados en diferentes estructuras celulares de diversos vegetales, ello esta enunciado en la tabla 9.

En cuanto a la identidad química del plomo, este ha sido detectado como pirofosfato de plomo en las raíces de frijol y como ortofosfato de plomo en semillas de soya, parece ser que el primer compuesto es la forma dominante como se presenta en las plantas (Zimdahl, 1976).

Tabla 9. Localización del Pb en diferentes estructuras de los vegetales.

Estructura y especie	Localización del plomo	Referencia
Planta de maíz (<i>Zea mays</i> L.)	<u>Raíz</u> ; Numerosos cristales de Pb, asociados al estele de la raíz (a cada tipo celular que lo compone, excepto tubos cribosos del floema, cels acompañantes, cels epidérmicas de protección y accesorias) y a las paredes celulares. Su localización exacta fué en las vesículas llamadas <u>dictiosomas</u> ; ocasionalmente se detectaron entre las membranas del retículo endoplásmico. <u>Hojas y tallo</u> ; Tendencia a localizarse dentro o cerca de los haces vasculares. El orden de predominancia en la localización del Pb en los órganos que constituyen a la planta fue: raíz > tallo > hoja	Malone <u>et al.</u> , 1974.
Raíz de plantas superiores	Zona radicular pilosa, acumulándose cerca de las paredes celulares.	Zimdahl y Koepe, 1980.
<u>Hojas de Acer platanoide</u> s L.	Células en empalizada, próximas a las células epidérmicas o mesófilas.	Smith, 1973
Hojas de diversos cultivos	Como una cubierta simple, embabida y fija a la cutícula cerosa foliar.	Ter Haar, 1970.
Grano de trigo	En el embrión y aleurona (partes que no corresponden al endospermo de la semilla.	Merry <u>et al.</u> , 1981.
<u>Bacterias; Micrococcus y Azobacter</u>	Pared celular y membrana protoplasmática, cantidades insignificantes en el protoplasma.	Zimdahl y
<u>Liquen; Cladonia rangiformis</u>	Pb ligado a sitios aniónicos insolubles de forma intercambiable y exterior a la membrana celular.	Koepe, 1980.
<u>Briofita; Rhytidia diadelphus squarrosus</u>	Precipitados densos dentro del citoplasma, en vesículas o vacuolas, cloroplastos, mitocondrias, plasmodesmos, o cuerpos diminutos.	

2. Acumulación del plomo en diferentes estructuras de la planta

El grado de acumulación de plomo, que llevan a cabo las plantas, se va a deber en gran parte, a las fuentes de plomo, que existen en la localidad que habitan. De acuerdo a ello se han detectado tres es quemas:

A) Raíz > tallo > hojas > semillas

(Según Broyer et al., 1972; Cahmberlain, 1970; Kazmierczakowa, 1975; Karamanos et al., 1976; Grodzinska y Kázmierczakowa, 1977; Merry et al., 1981).

Esta relación ha sido detectada en áreas urbanas, sub-urbanas y mineras. La mayoría de las investigaciones realizadas en es tas zonas, reportan que el plomo se acumula principalmente en las raíces (tabla 10 y 11). Las raíces primarias pueden llegar a captar 2 veces más plomo que las porciones aéreas y las raíces secundarias de 10 a 20 veces más. En las zonas mineras las raíces pueden llegar a concentrar más cantidad de plomo, que aquel presente en el suelo, bio-magnificandolo. El tallo resul ta ser el segundo organo más contaminado de la planta, en parte se debe a que la velocidad de depositación del plomo en los tallos como en los peciolo, es más alta que en la hoja, Consi derando exclusivamente a la hoja, la depositación en esta es más pronunciada en la punta y márgenes foliares. En cuanto a las semillas, éstas siempre contienen las concentraciones más bajas de los metales, debido a que poseen una capa protectora que minimiza la contaminación directa en su superficie.

B) Raíz > hojas > rama > tronco

(Según Van Hook et al., 1977; Little y Wiffen, 1977)

Este esquema se manifiesta en situaciones donde existen fuentes muy grandes de contaminación por plomo como son las termo-electricas que utilizan carbón y liberan grandes cantidades de metales a la atmósfera; en este caso la lámina foliar y peciolo captan mayor cantidad de plomo a comparación del tallo. Ha sido detectado que el porcentaje de intercepción del plomo atmosférico por peciolo y lámina foliar en este caso es del 26 %

y en el tallo del 15 %.

C) Hoja > tallo > raíz

(Según Chamberlain, 1970; Broyer et al., 1972; Smith, 1976)

Esta situación solo se presenta, cuando existen cargas atmosféricas de plomo extremadamente fuertes.

Los peciolos maduros pueden llegar a estar más contaminados que las láminas foliares. Este patrón predice que la principal vía de entrada del plomo a la planta será por absorción foliar.

Considerando especialmente a los vegetales comestibles, para consumo humano, ha sido detectado favorablemente, que la carga más alta de plomo no esta asociada a la parte comestible, sino al órgano con mayor superficie de volumen y con más frecuencia de rugosidad ó pubescencia (Smith, 1976).

Tabla 10. Niveles de plomo detectados en plantas in vitro e in vivo.

Planta	Concentración de Pb (ppm)			Características del medio	Referencia
	Hojas	ramas	rafe		
<u>Pinus echinata</u>	5-100	3-210	0-700	Plantas colocadas en suelos de limo-arcilla. Forma en que se aplicó el Pb; cloruro de Pb en H ₂ O desionizada, forma típica y soluble en que el plomo es emitido al ambiente a través de la combustión de la gasolina. ^a	Rolfe, 1973.
<u>Pinus taeda</u>	5-100	3-90	0-1000		
<u>Quercus alba</u>	3-30	3-210	0-700		
<u>Gossypium hirsutum</u>	3-30	3-90	0-350		
<u>Liriodendron tulipifera</u>	3-30	3-140	0-700		
Varios árboles	40	80	600	Suelo con un suministro de Pb de 600 ppm	Rolfe, 1973.
Varios árboles	400	500	1,000	Sol. de cultivo con un suministro de Pb de 600 ppm.	Rolfe, 1973.
<u>Quercus palustris</u>	121	67	---	Plantas leñosas ^b , que crecen en la Cd. de New Heaven, situadas a una distancia promedio de las calles de 1.5 a 5 mts.	Smith, 1973
<u>Acer saccharum</u>	64	113	---		
<u>Acer platanoides</u>	146	101	---		
<u>Taxus canadensis</u>	91	315	---		
<u>Taxus spp</u>	139	177	---		
<u>Picea abies</u>	75	163	---		
<u>Pinus echinata</u>	4.2	1.0	---		
<u>Quercus prinus</u>	3.2	1.3	---	Bosque deciduo mixto "Walker Branch Watershed", localizado al este de Tennessee, USA con tres fuentes de Pb; estaciones generadoras de electricidad que utilizan C, con una descarga anual de Pb de 0.95 Ton.	Van Hook <u>et al.</u> , 1977.
<u>Quercus alba</u>	3.0	1.6	---		
<u>Acer rubrum</u>	3.2	5.9	---		

Cont. tabla 10.

Planta	Concentración de Pb (ppm)			Características del medio	Referencia
	Hojas	ramas	raíz		
<u>Aster tripolium</u> ^c	0.17	0.05	0.39	Area pantanoda en la región Dutch, Mar den Nte, Amsterdam	Ernst y Bast-Cramer, 1980
<u>Taraxacum officinale</u> ^d	0.53	0.10	13.91	Zona con tránsito muy denso, en Amsterdam	
Lechuga ^a	29	31	110	Cultivos localizados en las principales poblaciones mineras de Pb/Zn en Clwyd y Derbyshire, Inglaterra, Wales.	Davies y White, 1981
Cebolla	15	26	193		
Zanahoria	28		29		

— Concentraciones de plomo, no reportadas.

- a Rolfe (1973), considera que concentraciones de 20-10 ppm detectadas en hojas, son capaces de ocasionar algunos efectos en el metabolismo y crecimiento de las plantas.
- b Los niveles de plomo detectados en estas plantas, fueron considerados tóxicos, el nivel de fondo fué de 1 ppm.
- c La concentración de Pb en flores abiertas fué de 0.05 ppm y en polen de 0.12 ppm.
- d " " " " " " " " 0.80 " " " " " " 1.50 "

Tabla 11. Niveles de plomo, detectados en hojas y raíz de diversas plantas.

Planta	Concentración de Pb (ppm)		Características de la zona estudiada	Referencia	
	Hoja	Raíz			
<u>Deschampsia flexuosa</u>	326	365	Plantas silvestres que crecen a 8 Km del distrito industrial de Silesia-Cracovia, zona que emite anualmente 329 Ton de Pb.	Kázmierczakowa, 1975.	
<u>Arabia arenosa</u>	252	940			
<u>Viola tricolor</u>	259	1,100			
Varios árboles	561.5	222	Granja localizada a 800 mts de dist. de una fundidora que produjo 489,397 Ton de Pb (79% de la producción completa de USA en 1972).	Dorn <u>et al.</u> , 1975.	
" "	30	13	Zona carente de fuentes de Pb, localizada a 45 millas de la granja problema		
<u>Taraxacum officinale</u>	4.25	3.26	Parque de Cracovia, situado en el centro de esta ciudad, en una zona de aglomeración urbana-industrial.	Grodzinska y Kázmierczakowa, 1977.	
<u>Poa annua</u>	4.94	3.87			
<u>Lolium perenne</u>	4.83	8.86			
<u>Agrostis tenuis</u>	13,489	18,522	Zona minera en Y Fan, Powys, Wales, abandonada en 1928.	Williams <u>et al.</u> , 1977.	
" "	63	34	Pastizal localizado a 200 mts. de la mina.		
<u>Ranhanus sativus</u>	28 20 17	21 15 15	Zona urbana " sub-urbana " rural	} Birmingham, Gran Bretaña	Davies y Houghton, 1984.

Tabla 12. Niveles de plomo detectados en follaje.

<u>Vegetal</u>	<u>Concentración de Pb en follaje (ppm)</u>	<u>Características de la zona</u>	<u>Referencia</u>
<u>Prunus serotina</u>	8.5	Localidad forestal situada a 11 Km al este de Mansfield, condado de Richland, OH, zona afectada por la liberación de contaminantes emitidos por zonas aledañas industriales.	Mc Glenahan y Doehinger, 1981.
<u>Fraxinus americana</u>	8.3		
<u>Quercus sp</u>	8.1		
Olivo	59 ^a	Zona de intensa actividad industrial en la planicie Thriasian (Atenas).	Nakos, 1982.
<u>Liquidambar styraciflua</u>	23	Zonas adyacentes a vías vehiculares con un tránsito promedio de 25,000 - 60,000 Veh/día en New Jersey.	Kazimir et al., 1982.
<u>Pinus banksiana</u> Lam.	27	Bosque boreal que ha estado sujeto a depositación atmosférica de SO ₂ y partículas metálicas durante 50 años.	Hogan y Wotton, 1984.
<u>Picea mariana</u>	8		

a Nivel de Pb 40 veces más alto, c.mparado con el detectado en regiones no contaminadas, cuyos valores de fondo son de 0.05-20 ppm.

ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA

V Eliminación del plomo por las plantas.

La vegetación, además de captar partículas de plomo, también tiene el poder de liberarlas a la atmósfera, mediante la acción de algunos de sus procesos fisiológicos y diversos factores físicos ambientales que se describen a continuación:

- Transpiración rápida. Con la pérdida de agua se pueden liberar a la atmósfera cristales salinos. El flujo de transpiración, lleva consigo materiales provenientes de la raíz a la porción aérea. En este proceso juegan un papel determinante los cambios de temperatura (Hogan y Wotton, 1984).
- Volatilización. Su papel es esencial en climas calientes.
- Mortandad de las hojas. La vegetación que se encuentra en estado de descomposición, facilita la liberación de partículas contaminantes debido al rompimiento de su cutícula y otras estructuras celulares tanto por la acción microbiana como por factores que originan la erosión (Chamberlain, 1970).
- Viento (fragmentación de la cera epicuticular). Considerando que la cera epicuticular es la portadora de los metales, una expansión foliar rápida ocasiona su fragmentación y por lo tanto la liberación de pequeños pedazos de cera. El agente responsable es el viento ó cualquier disturbio mecánico provocado en la superficie foliar. Los vientos fuertes producen una agitación mecánica intensa, liberando cantidades considerables de partículas de diversos tamaños, que pueden ser de cera, cutícula u otros fragmentos superficiales. Para que este mecanismo sea efectivo, el viento debe tener la fuerza suficiente para ejercer la liberación de las partículas que llevan plomo depositadas en la superficie foliar, y esta deberá incrementarse con el aumento concomitante en la densidad y tamaño de partícula, así como de la humedad en la superficie foliar (Carlson et al., 1976; Crump et al., 1980).
- Lluvia y niebla. Considerando la efectividad de la remoción por lluvia y niebla de partículas que portan plomo en las superficies foliares. La lluvia resulta ser menos eficiente debido a que las gotas que van cayendo sobre la superficie foliar (principalmente las que

tienen un diámetro de 3.6 mm) se rompen y rebotan por el impacto de la gran fuerza de caída; en cambio en la niebla hay formación de gotas mucho más pequeñas, las cuáles se sedimentan en forma uniforme sobre la superficie foliar, captando partículas de plomo, coalesciendo hasta constituir gotas más grandes, estas a su vez se deslizan hacia las márgenes, descendiendo lentamente sin provocar mucho movimiento en la hoja (Carlson et al., 1976).

La efectividad de la lluvia en disminuir la carga de las partículas de plomo en la superficie foliar, esta asociada con su duración, acidez y concentración en mm. Así, Ho y Tai (1979) detectaron que el nivel de plomo en las hojas, disminuía significativamente en los períodos de lluvia cortos y ligeros, al efectuarse una precipitación de 13 mm en un período de siete días se presentaba una caída de plomo de 240 a 80 ppm en la superficie foliar; cuando las lluvias eran más fuertes las concentraciones se mantenían constantes. Sin embargo algunos otros investigadores, no encuentran esta relación, señalando que la lluvia no juega un papel relevante, en la remoción del plomo presente en la vegetación. Datos concernientes en cuanto al porcentaje de remoción por la lluvia del plomo depositado en el follaje varían de un 30 a un 30% (Smith, 1972; Little y Wiffen, 1977; Crump et al., 1979; Davies y Holmes, 1972; Heichel y Hankin, 1976).

El movimiento del plomo de la planta a la atmósfera, va a estar supeditado a su concentración y disponibilidad en el suelo, condiciones estacionales y meteorológicas, y, estado de salud de la vegetación

La cantidad de plomo que puede ser liberada por la vegetación mediante los mecanismos antes mencionados, ha sido determinada en 20 $\mu\text{g}/\text{h}/\text{cm}$. Considerando que la concentración de plomo en el suelo fuera de 1 ppm y el índice foliar de 5, la correspondiente liberación sería de 5 g de Pb en 1 Km^2 de vegetación/año (Beauford et al., 1977).

VI Papel que juegan los estomas en proteger a las plantas de la entrada de contaminantes atmosféricos.

Es poco conocido, el papel que juegan los estomas, como vía probable de entrada de gases, vapores y partículas contaminantes a las plantas; también lo es, los efectos que ellos pueden ocasionar en los estomas.

Mansfield y Majernik (1970) mencionan que la primer barrera que encuentran los contaminantes atmosféricos para poder llegar al interior de las hojas, es la cutícula, esta no es impermeable, muchas sustancias pueden atravesarla, pero su movimiento es lento, debido que ofrece una considerable resistencia a la difusión, Por lo tanto son las cavidades estomáticas, las vías de comunicación principal entre la hoja y la atmósfera. Las células oclusivas de estas cavidades estomáticas, son las que regulan la entrada o salida de sustancias o elementos gaseosos foliares y son las primeras en percibir cualquier contaminante que se difunda en la atmósfera. La reacción que estas estructuras foliares manifiestan ante los contaminantes atmosféricos es la pérdida de turgencia, cuya consecuencia origina el cierre estomático, de esta manera las células internas que conforman a la hoja quedan protegidas. Puede suceder que este mecanismo de protección tenga consecuencias agudas irreversibles cuando el cierre de los estomas llega a ser permanente, lo cual es originado por lesiones en las células oclusivas que no pueden recobrar su turgencia, pues se manifiesta para la planta un bloqueo constante en la entrada de CO_2 , indispensable para que se lleva a cabo la fotosíntesis.

La epidermis es la segunda barrera que opone resistencia a la difusión entre el interior y exterior de la hoja, y, además controla el movimiento de los contaminantes hacia el interior de la hoja, este mecanismo esta sujeto a un gradiente de concentración y a su vez depende de la apertura estomática.

En general los estomas nunca se encuentran completamente cerrados a consecuencia de la depositación de partículas de polvo en los

poros estomáticos, espor ellos que siempre se registra un leve movimiento de contaminantes hacia el interior de la hoja, pero en bajas cocentraciones.

Por los aspectos considerados anteriormente, la entrada foliar de los contaminantes y su consiguiente efecto, estará dado por el gradiente de concentración de contaminación existente en la atmósfera y por el tiempo de exposición a él.

Los estomas, muestran una gran sensibilidad a las variaciones de los niveles de CO₂ atmosférico, ellos empiezan a cerrarse, cuando la concentración de este compuesto se incrementa ligeramente por arriba de 300 ppm (valor considerado como normal) y se abren completamente por debajo de este valor. Esta característica les permite a las plantas protegerse de los contaminantes como el plomo, pues en los lugares donde se pueden detectar niveles altos de CO₂ atmosférico son los mismos donde también se detectan concentraciones altas de plomo atmosférico, es decir dentro y en los alrededores de las principales ciudades del mundo; en las localidades rurales este suceso es poco probable (Heath y Russell, 1954).

En cuanto a algunas de las investigaciones, que se han realizado considerando el papel que juegan los estomas como vía de entrada para el plomo y el posible daño que pueda ocasionar a la planta Godzik et al. (1979), estudiando hojas completamente desarrolladas de Quercus robur y acículas de dos años de edad de Pinus silvestris L., ambos localizados en los alrededores de una fundidora de Zn y de Pb. Encontraron que los estomas de las dos especies estaban completamente cerrados y sin contener partícula alguna de plomo dentro; pero si llegaron a detectar concentraciones muy grandes en sus tejidos. En el caso específico de Pinus silvestris, esta especie tiene cámaras subestomáticas cubiertas con cristales cerosos muy finos, los cuales representan un filtro donde las partículas son retenidas, de esta manera queda bloqueada su entrada vía estomas. Por lo tanto, cualquier especie que tenga esta característica quedará protegida y sus estomas no contribuirán al paso de contaminantes al resto del vegetal.

Rolfe et al. (1975) estudiando la misma relación, pero en plantas de maíz Zea mays L. y girasol Helianthus annus L, detectaron que el plomo inhibía la apertura estomática, de la siguiente manera:

	CD de Pb (μ mol/lit)	No de aperturas esto máticas dañadas.
<u>Helianthus annus</u> L.	1	90
	10	68
	100	50
<u>Zea mays</u> L.	1	37
	10	59
	100	48

VII Efectos del plomo en las plantas

Los estudios que se han realizado para observar los efectos que el plomo puede tener en los vegetales, han proporcionado evidencias de que este metal, no es un elemento esencial para su metabolismo. En general el plomo ejerce una inhibición del crecimiento de las plantas, pero en el caso de que el plomo sea aplicado como nitrato, este actúa como un estimulante (Zimdahl, 1976).

El efecto que el plomo puede llegar a causar a las plantas, no depende de su concentración existente en el suelo ó en la atmósfera, sino de factores como tipo de suelo, características ambientales y condiciones propias de la planta. La interacción entre estos factores es difícil de determinar. Para poder afirmar que el plomo es tóxico a las plantas, se deben tener evidencias de su localización y forma química dentro de sustejidos y de su habilidad para ocasionar daño subletal (Smith, 1973).

Las plantas que crecen en suelos contaminados por plomo, no manifiestan síntomas severos de toxicidad, debido en parte a que las concentraciones no alcanzan los niveles adecuados para ello ($\geq 1,000$ ppm) además del transporte restringido que existe desde las raíces a la porción aérea (Zimdahl y Koeppel, 1980). Cuando los vegetales crecen con una fertilización adecuada no se ven afectados por el plomo, a menos que los niveles de éste en el suelo sean extremadamente altos. Por lo tanto las zonas agrícolas no son consideradas ambientes susceptibles a la contaminación por plomo, pero si lo son las zonas urbanas desprovistas de suelo rural y adyacentes a vías vehiculares y las áreas situadas alrededor de minas y fundidoras. Aún, en estos últimos casos, el plomo tiene poca probabilidad de ejercer daños severos a las plantas por sus características de baja solubilidad y movilidad dentro de las plantas (factores que han sido estudiados en detalle anteriormente).

Las plantas que se encuentran en atmósferas altamente contaminadas, presentan diversas estructuras en sus superficies foliares -como sustancias cerosas y pelos- que imponen una barrera a cualquier

contaminante, además de presentar una respuesta fisiológica (cierre estomático) que bloquea la entrada del plomo. Las características antes mencionadas, propias de cada especie vegetal, las harán o no susceptibles a los efectos del plomo.

Como ha sido mencionado, es difícil que las plantas se vean afectadas por la acción del plomo (atmosférico y/o del suelo), sin embargo estudios realizados bajo condiciones controladas de laboratorio e invernadero en diferentes medios de cultivo, y con diversas concentraciones de plomo de distinta composición química y con varias especies vegetales, han detectado la forma de acción del plomo principalmente en las primeras etapas de crecimiento de las plantas. A continuación se mencionan algunos de los trabajos en donde se analizó la acción del plomo sobre los vegetales, sobretodo en germinación, actividad estomática, fotosíntesis, transpiración, crecimiento elongación radicular, etc.

1. Alteraciones a nivel celular

Al realizar una evaluación, de los efectos de los contaminantes atmosféricos en las plantas, se observa claramente que en la mayoría de los casos no se llegan a detectar daños a simple vista, pero si el análisis se realiza a nivel bioquímico, entonces se detectan alteraciones en diversas actividades enzimáticas que se encargan de regular ciclos bioquímicos en los vegetales. A pesar de ello, el daño que se puede dar en estos ciclos, es mitigado por mecanismos adicionales superpuestos dentro de la célula. Debido a que la célula es una entidad auto-reguladora, no se muestran los cambios correspondientes que se debieran presentar a nivel fisiológico. El efecto contrarrestante que se sucede y que permite mantener a la célula "en equilibrio requiere de un gran gasto energético y de consumo de materiales extra los cuales se encuentran disponibles normalmente en la célula, utilizándose en forma regular para las funciones de crecimiento y regeneración estructural. Una vez que se sobrepasa el nivel de utilización tanto de energía como de materiales, sobre el intervalo normal de en-

trada de éstos, inevitablemente se origina un daño visible estructural en el vegetal. Así pues, los contaminantes, entre ellos los metales como el plomo, pueden afectar al sistema celular vegetal en su función dinámica y homeostática, como un fenómeno de desplazamiento progresivo de energía y materiales necesarios para la realización de las actividades celulares normales (Wellburn et al., 1972).

Considerando el aspecto anterior, ha sido demostrado por diversos investigadores que las modificaciones registradas en el crecimiento de las plantas, como resultado de la acción del plomo, se deben a alteraciones fisiológicas producidas a nivel celular como; inhibición en la síntesis de clorofila, reducción en la fijación de CO₂ e inhibición en la fotofosforilación, a causa de la manifestación de un cierre estomático inducido por el plomo. También se ve afectado el regulador del crecimiento vegetal que controla la expansión celular Acido Indol Acético (AIA) (Martin et al., 1981).

a) Efectos producidos por el plomo orgánico e inorgánico. De las investigaciones que han detectado alteraciones a nivel celular provocadas tanto por plomo orgánico como inorgánico, están las realizadas por Rüdeler (1984), quién bajo condiciones de laboratorio estudió los efectos de las dos clases de plomo en el alga unicelular Poterioochromonas malhamensis. Sus resultados indican que el efecto del plomo orgánico es más agudo que el producido por el plomo inorgánico, ya que con el primero se vieron afectadas todas las estructuras celulares. Parece ser que el blanco del plomo orgánico es la membrana celular y la endomembrana, subsecuentemente se registran diversos disturbios metabólicos y daños celulares agudos. El efecto tóxico del plomo orgánico aplicado como tetraetilo de plomo, se debió a que este se descompuso fotolíticamente en su derivado trietil de plomo, compuesto altamente tóxico para los vegetales. Los efectos que se sucedieron en este experimento, están resumidos en la tabla 13.

Tabla 13. Efectos tóxicos del Pb inorgánico y orgánico sobre Poteroochromonas malhamensis, alga unicelular (según Rüdeler, 1984).

Pb Inorgánico

Aplicado como nitrato de plomo en dos concentraciones; 10 y 100 μM durante dos días. Se detectaron dos clases de células; unas normales y otras con daño estructural visible. Los efectos ultraestructurales más prominentes fueron:

- Deformación de núcleos y plegamiento de las envolturas nucleares.
- Degeneración mitocondrial.
- Incremento de autolisosomas, conteniendo mitocondrias dañadas y otras estructuras celulares en varios estados de digestión.

Pb Orgánico

Aplicado como tetraetilo de plomo en dos concentraciones; 10 y 100 μM durante seis a siete días. Los efectos observados fueron:

- Incremento del tamaño celular.
- Incremento en el tamaño y número de los núcleos y otros organelos.
- Acumulación de gotas lipídicas, que frecuentemente aparecen por envejecimiento.
- Acumulación de lisosomas con diverso contenido celular; vesículas, membranas, porciones citoplasmáticas, etc.
- Incremento de cuerpos residuales en el citoplasma.
- Variación en la localización de la vacuola contractil.
- Reducción o ausencia del sistema tilacoide de los cloroplastos en las células gigantes.
- Ausencia ó incremento en el par normal de flagelos.
- Aumento en la densidad del citoplasma, por acumulación de ribosomas.
- Daños a nivel nuclear y nucleolar por desintegración de los microtúbulos del huso acromático.

Otros investigadores postulan, que el efecto del plomo orgánico se da a nivel de:

- Síntesis de proteínas.
- Propiedades osmóticas.
- Organización de los microtúbulos.

b) Fotosíntesis y transpiración. El grado de toxicidad que puede ocasionar el plomo a las plantas, en relación a sus funciones de fotosíntesis y transpiración, es muy pequeño al compararlo con otros metales como el Talio y Níquel. Las investigaciones sobre este aspecto han encontrado que bajo condiciones controladas, al aumentar las concentraciones de plomo en el medio se detecta una disminución en la fotosíntesis y transpiración, la cual puede llegar a ser muy aguda con un incremento en el tiempo de exposición y concentración de plomo en la solución (tabla 14). Los efectos concomitantes de esta reducción en la fotosíntesis y transpiración, son un cambio en la resistencia estomática foliar al CO_2 y difusión de vapor de agua, cuyas consecuencias indirectas provocan disminución en la elongación de la raíz (Miller y Koeppel, 1970; citados por Zimdahl, 1976), inhibición en la respiración mitocondrial y decremento en la actividad de los cloroplastos (Miles et al., 1972).

Bazzaz et al. (1974) estudiando el efecto del plomo en hojas de girasol, encontraron que la reducción en la fotosíntesis estaba relacionada con la apertura estomática, la cual disminuye en forma logarítmica con un incremento en la concentración de plomo de 10 a $1,000 \mu\text{M}$.

c) Alteración de la función mitocondrial. Las alteraciones que el plomo puede ocasionar en la función de la mitocondria, han sido detectadas en primordios de tres días de edad en maíz (Zea mays), por estudios in vitro, mediante el aislamiento de sus mitocondrias. Se detectaron principalmente dos efectos:

- 1) Inhibición en la oxidación del succinato exógeno: se manifiesta en un 37% a concentraciones de $6 \mu\text{M}$ de PbCl_2 , y en un 100% a concentraciones de $25 \mu\text{M}$ ó más. Esta represión se puede deber a alteraciones en la actividad de la enzima -succinato deshidrogenasa-, la cual es indispensable para que se puedan llevar a cabo las oxidaciones en el Ciclo de Krebs, por lo que se produce un deterioro considerable en la transferencia de energía a los enlaces fosfato y como consecuencia inhibición en el crecimiento de la planta.

2) Estimulación en la oxidación del NADH exógeno; se presentó en un 28% a concentraciones de $6\mu\text{M}$ y en un 174% a concentraciones de $62\mu\text{M}$ de PbCl_2 . Este efecto, también interviene en el crecimiento vegetal, ya que este mecanismo está parcialmente asociado con el primer paso del transporte de electrones catalizado por flavo proteínas.

En ambos casos no se presentan alteraciones, cuando se adiciona fósforo inorgánico (Pi), antes del PbCl_2 , por lo que en condiciones reales, es escasa la posibilidad que tiene el Pb de afectar en forma similar a la descrita anteriormente. Esto se debe a que la presencia del Pi , forma un precipitado con el Pb (fosfato de plomo). Cuando exista en el medio una deficiencia de fósforo y concentraciones altas de plomo entonces se producirá una reducción dramática en el crecimiento vegetal (Kosppe y Miller, 1970).

2. Germinación

El proceso de germinación es una función determinante para que se pueda llevar a cabo la diseminación vegetal, es por ello que es imprescindible evaluar los efectos que el plomo pueda ocasionar durante esta primera etapa de desarrollo de las plantas, Sobretudo si se considera que ella se realiza en el estrato superior del suelo, precisamente donde se detecta al plomo soluble; en esta región además, se pueden ver afectados los procesos físico-químicos asociados a la rizosfera involucrando la interacción suelo-raíz-actividad microbiana (Briggs, 1976). El plomo puede tener un papel biológicamente activo en la germinación de las semillas, en ambientes que tienen altas concentraciones de este metal, reduciendo la permeabilidad selectiva de las capas protectoras de la semilla, lo que facilita la captación del plomo.

Los efectos que el plomo puede causar en la germinación, han sido observados en el rábano (in vitro), donde se manifiestan en una reducción significativa en el desarrollo de los pelos de la radícula emergente y restricción del crecimiento de las raíces secundarias, esto ocasiona problemas severos con la fijación de la plantula en el suelo y en la captación de agua y sales necesarias para su desarrollo. El

Tabla 14. Efectos tóxicos del plomo sobre la fotosíntesis neta y transpiración.

Vegetal	Condiciones de crecimiento	Condiciones en las cámaras de asimilación del Pb	Forma y \square del Pb (ppm)	\square del Pb en TF y su efecto en FN y T. (ppm)	Referencia
Hojas de girasol <u>Helianthus annuus</u> L	Vermiculita T = 29°C día T = 23°C noche HR = 40% día HR = 70% noche	T = 25±0.5°C HR = 60-63% Int. luz = 0.3-0.4 cal cm ⁻² min ⁻¹ VV = 2m/seg	PbCl ₂ en \square de 2, 20, 100 y 200	193 ppm < en un 50% la FN, todas las \square produjeron < en la FN	Bazzaz et al., 1974
Hojas de 1 año <u>Pinus taeda</u> <u>Elaeagnus umbellata</u>	Medio compuesto con una mezcla en proporción 1:1:1 (suelo, arena y musgo). T=26°C Fotoperíodo 16 hs durante 21 días	T = 25°C HR = 70±2% Int. luz = 1.1 cal cm ⁻² min ⁻¹ CO ₂ = 300-310 ppm	PbCl ₂ en H ₂ O desionizada en \square 0, 20, 40, 80 160 y 320	Las \square de 320 no provocaron efectos. La de 320 < FN en un 11% con una T mínima. La TF de <u>P. taeda</u> = 60 < FN en un 11% y en <u>E. umbellata</u> = 72 < FN en un 17%	Rolfe y Bazzaz, 1975.
Plantas de <u>Zea mays</u> y de <u>Helianthus annuus</u>	Hidroponía con una sol. Hoagland para macronutrientes y sol. Stock para micronutrientes.	T = 25°C HR = 70% VV = 1.5 m/seg CO ₂ = 300-310	PbCl ₂ con niveles de P adecuados de Pb de 0, 1, 2, 5, 10 y 500	No se mostró efecto alguno en todas las concentraciones de Pb de 500 el contenido \bar{x} en TF fué de 4, no afectó la FN	Carlson et al., 1976.

\square = Concentración
FN = Fotosíntesis neta
T = Transpiración
TF = Tejido foliar

Int. luz = Intensidad de luz
VV = Velocidad del viento
< = reducción
 \bar{x} = promedio

efecto se agudiza con el aumento en el tiempo de exposición y concentración del metal. Aplicaciones altas de plomo, pueden provocar clorosis y necrosis en los cotiledones (Martin et al., 1981). (Ver tabla 15).

La acción del plomo en la germinación, cuando se combina con otros compuestos como el NaCl y el Cd, tiene un efecto sinérgico. El plomo en concentraciones muy bajas, junto con el NaCl, inhibe en gran medida la germinación; y con el Cd, se incrementa la magnitud de inhibición en la elongación radicular, etc.

3. Desarrollo vegetal a nivel plántula

El efecto que el plomo tiene en las primeras etapas de desarrollo de las plantas, se ve reflejado en sus raíces. La porción aérea se ve afectada en menor grado. El mecanismo mediante el cual, el plomo afecta el crecimiento de la raíz, no se conoce claramente, sin embargo algunos investigadores consideran que este metal actúa sobre las enzimas encargadas de la elongación celular, las cuales están presentes en la pared celular o plasmalemmas. Algunos otros han demostrado que el plomo puede antagonizar los efectos de la auxina (en coleóptilos de Avena) reduciendo la plasticidad de la pared celular (Garland y Wilkins, 1981; Khan y Frankland, 1983).

Algunos de los efectos que el plomo puede causar en el desarrollo vegetal están enunciados en la tabla 15.

Tabla 15. Efecto del plomo en la germinación y desarrollo vegetal.

Vegetal	Tratamiento [C] de Pb	Efecto	Referencia
<u>Raphanus sativa</u> L.	100 ppm	Inhibición en la formación de tuberculos.	Martin <u>et al.</u> , 1981.
<u>Phaseolus vulgaris</u>	Pb (NO ₃) ₂ ^{μg} /l	Con un incremento en la concentración de Pb aumentó su absorción metabólica y físico-química por las plantas. No hubo efecto en el crecimiento ni en la absorción de nutrientes. El % en peso seco fué constante.	Broyer <u>et al.</u> , 1972.
<u>Hordeum vulgare</u> var.	0		
<u>Lycopersicon esculentum</u> var.	0.5		
	5		
	50		
<u>Zea mays</u> L.	PbCl ₂ ppm	Longitud de la raíz (cm)	Hassett <u>et al.</u> , 1976.
	0	12'	
	100	11.61	
	250	9.74	
	500	6.28	
	1,000	0.67	
	2,000	0.21	
	Pb + Cd		
	100 ó 250 ^{μg} Pb/g s	Incremento en el contenido de Cd en las raíces de las plantas. Las raíces jóvenes duplican su concentración de plomo. Concentraciones individuales de Cd o Pb no afectan la elongación radicular.	
	+ 10 ^{μg} Cd/g s		
	250 ^{μg} Pb/g s		
	+ 5 y 10 ^{μg} Cd/g s		
Polen de <u>Pinus resinosa</u>	PbCl ₂		Chaney y Strickland, 1984.
	0.74 ^μ mol/L	Inhibición del 10%, en el crecimiento del tubo polínico	
	5.14 ^μ mol/L	Inhibición del 10% en la germinación	

Cont. tabla 15.

Vegetal	Tratamiento [\square] de Pb.		Efecto	Referencia
<u>Semillas de Spartina alter- niflora</u>	Pb(NO ₃) ₂ (0,0.1,1.0,10.0) ppm	+ ClNa (0-10) ppmil	Estimula la germinación, disminuye en un 50% el tiempo requerido para alcanzar el 50% de la germinación normal.	Mrozek y Funicelli, 1982.
	Pb(NO ₃) ₂ (0,0.1,1.0,10.0) ppm	+ ClNa (30) ppmil	Se incrementa la tasa inicial de germinación y la producción de semillas en una proporción de 2 a 3 veces; si se aumenta el tiempo de exposición la estimulación se revierte a tóxica, inhibiéndose la germinación.	
	Pb(NO ₃) ₂ (0,0.1,1.0,10.0) ppm	+ ClNa (50) ppmil	Toxicidad aguda, provocando inhibición en la germinación, no reversible.	
<u>Raphanus sativa</u>	PbCl ₂ ppm		<u>Peso seco/g. de la planta</u>	
			<u>Porción aérea</u>	
	100		0.98	1.11
	500		1.01	0.98
	1,000		0.91	0.89
	5,000		0.00	0.00
	PbO ppm			
	1,000		1.13	0.94
	5,000		0.82	0.87
	10,000		0.59	0.84

s = suelo

VIII Inhibición del plomo en la descomposición de la materia vegetal

La contaminación por plomo, como otros metales pesados, puede retardar ó inhibir las actividades microbianas que intervienen en la descomposición de la materia vegetal; lo cual ocasiona una acumulación de desechos vegetales de manera anormal. Las funciones microbianas que se ven afectadas son; reducción en la mineralización del carbón y nitrógeno, inhibición en la descomposición de la celulosa y almidón e interferencia con la actividad enzimática que se lleva a cabo para la formación del suelo. Todo ello trae como consecuencia que las poblaciones microbianas sean pequeñas en zonas altamente contaminadas.

Williams et al. (1977) al cuantificar las poblaciones microbianas en una zona metalífera (mina) y un pastizal, se encontró que en la primera la concentración de microorganismos era menor, con una comitante acumulación de desechos vegetales.

	S U E L O		DESECHO VEGETAL	
	Mina	Pastizal	Mina	Pastizal
Bacterias	1.64	168	503	246
Actinomicetos	0.42	70.4	466	55
Hongos	0.10	68.9	45.7	116

El número de la población microbiana esta expresado como No de organismos/ g de suelo (peso húmedo) x 10⁵.

IX Los vegetales como indicadores de la presencia de metales pesados en el suelo y la atmósfera .

1. Vegetales indicadores de plomo atmosférico.

Un indicador vegetal de metales pesados provenientes de la atmósfera, debe poseer las siguientes características (Rains, 1975):

- Eficiencia en la captación de aerosoles que contienen plomo a través de las estructuras foliares.
- Facilidad en la absorción de metales pesados del suelo vía raíces y su translocación a la porción aérea de la planta.
- Retención del plomo por el follaje y otras estructuras, tomando en cuenta su ciclo de vida.

2. Vegetales indicadores de metales pesados en zonas donde predomina la contaminación del suelo.

Este punto hace referencia a cualquier especie que se encuentre en áreas donde los suelos están altamente contaminados por uno o varios metales pesados, donde otras especies han desaparecido por no poder resistir tales concentraciones. La tolerancia de los vegetales a las zonas de alta toxicidad se debe a su capacidad de desarrollar razas tolerantes.

La definición de una planta como indicadora de plomo o de cualquier otro metal, es extremadamente vaga; los reportes existentes al respecto, conceptualizan a la planta en una región geográfica dada asociada a un metal particular y es necesario estipular una cuantificación de la abundancia relativa de las diferentes especies en relación al contenido de metales presentes en el ambiente, además de considerar diversos factores ecológicos. Todo ello se hace con base en que ha sido determinado que las especies indicadoras tienen una distribución específica en relación a las diferentes concentraciones de metales en el suelo.

No está claro que las plantas que crecen en suelo contaminados por metales, sean características de tales suelos, pues en general las áreas afectadas se ven colonizadas por plantas, cuya estancia puede ser esporádica y otras veces desarrollar comunidades regulares.

Este último punto está íntimamente relacionado con el papel que juegan las propias plantas en modificar la naturaleza del habitat alterado, pues sus raíces pueden estabilizar el suelo y su porción aérea proporcionar albergue para colonizadores subsecuentes. La manera en como las plantas contribuyen a mejorar la calidad del suelo que habitan, es con la adición de humus y materia orgánica, estos materiales evitan la disponibilidad de los metales pesados a las plantas, mejoran su estatus nutricional y la textura del suelo. Esta característica ha sido observada en Festuca ovina, en regiones mineras, conforme aumenta su colonización, se va asociando con otras especies nuevas, aunque no se ha establecido si tal asociación se deba a una genuina mitigación de los metales disponibles o a si estas especies se establecen en zonas de contaminación baja o ecológicamente son menos adversas.

Todos los vegetales por sí mismos, pueden poseer tolerancia a los metales y pueden llegar a desarrollar esta tolerancia, sin embargo existe un problema ecológico crucial; no se sabe si la presencia de las especies vegetales en las zonas contaminadas por metales pesados siempre depende de una evolución a la tolerancia o si existen casos en que las especies posean tolerancia inherente a los metales y, además, si su ausencia en zonas contaminadas se deba a su imposibilidad de desarrollar tal tolerancia; por ejemplo se sabe que algunas especies restringidas en zonas mineras, están ahí porque no tienen efectos de competencia con otras especies.

Existe controversia en cuanto a la habilidad que tienen las plantas para desarrollar razas tolerantes a los metales pesados en zonas mineras. Muchas especies pueden desarrollar resistencia a más de un metal, a través de la creación de diferentes razas ó simultáneamente en la misma raza si existe contaminación de más de dos metales en la misma zona. Parece ser regla general que cuando se tiene tolerancia a un solo metal, no se confiere tolerancia a otro.

Las especies difieren en su tolerancia a los metales, y ello es a consecuencia de la presión de la selección natural, la cual actúa para preservar la tolerancia que muestran las poblaciones adultas. Estudios experimentales han demostrado que las presiones de selección se efectúan en el estado de plántula. Por ejemplo: si una cantidad de semillas no tolerantes se siembran en suelo contaminado, la mayoría de ellas germinan, pero las plántulas emergentes están carentes de raíz y mueren antes de que puedan producir muchas hojas.

Investigaciones concernientes a la genética de la tolerancia a los metales, aseveran que son muchos los genes que están involucrados en su determinación. Estudios específicos llevados a cabo en el pasto inglés Agrostis encontraron que la dominancia a la tolerancia era variable pero parcialmente recesiva, con una variación continua en el carácter y con una segregación considerable, sugiriendo heterocigocidad marcada de los padres (Antonovics et al., 1971).

3. Mecanismos de tolerancia que poseen las plantas a los metales

Los mecanismos que impiden que los metales pesados alcancen los sitios donde pueden ejercer su acción tóxica en la planta, pueden ser externos ó internos.

Mecanismos Externos. Por diversos experimentos se ha demostrado que no existe algún mecanismo que pueda prevenir la entrada de los metales a las plantas, sino que son las condiciones exteriores del medio en el que se desarrollan las que influyen el patrón de entrada a los diferentes metales. Las condiciones del habitat, que evitan que el plomo entre a las plantas son:

- Estado del metal en forma no soluble en el suelo, altas concentraciones de materia orgánica, calcio, fósforo, azufre y otros iones, que puedan competir con el plomo en su entrada a las plantas.
- Diversos factores que inhiban la permeabilidad celular a los metales pesados bajo condiciones específicas, por ejemplo se ha encontrado que Chlorella vulgaris es tolerante al plomo bajo condiciones anaerobias.

Mecanismos Internos. Se trata de una evasión celular, estos son los mecanismos que presentan las células vegetales para excluir a los metales de los sitios susceptibles en el citoplasma.

Pared celular. Esta estructura a través de la quelación, conserva a los iones metálicos lejos de los lugares activos del metabolismo. Ha sido detectado que las membranas celulares de las bacterias y hongos así como las paredes celulares de las algas, angiospermas y gimnospermas, tienen una afinidad muy alta por los metales pesados. Se ha encontrado que más del 90% del plomo que puede estar presente en las plantas se encuentra ligado a las paredes celulares de las raíces, tallos y hojas, razón por la cual no ocurren problemas severos en el metabolismo de las plantas, cuando estas se ven contaminadas por plomo.

Citoplasma. El mecanismo mediante el cual se da la tolerancia a un metal pesado específico en el citoplasma es el resultado de las funciones del plasmalemma y el tonoplasto. Para ello pueden existir tres mecanismos:

- a) Portador intensivo que transporte metales pesados desde la pared celular a través de la vacuola, removiendo los iones tóxicos del metabolismo general. Ello no ha sido comprobado experimentalmente.
- b) Evolución de enzimas resistentes a metales específicos. Este punto ha sido comprobado experimentalmente en Mycobacterium tuberculosis avium y en Saccharomyces cerevisiae. En general las enzimas son afectadas por los metales pesados, dependiendo de su afinidad por los grupos sulfidril y carboxílico. Así, las enzimas que contienen grupos sulfidril como las nitrato reductasas son sensibles a los metales pesados; los organismos que poseen cargas de grupos sulfídricos no proteicos protegen a las enzimas o sistemas enzimáticos de formar complejos con el plomo. Las peroxidasas y malato deshidrogenasas son relativamente resistentes a la acción de los metales pesados en todas las poblaciones vegetales. Sin embargo se debe de considerar que la evolución de las enzimas resistentes a los metales como a las sales se encuentra restringida a los microorganismos.
- c) Alteración en el metabolismo celular. Se ha detectado que las plantas tolerantes remueven de su metabolismo los iones metálicos tóxicos transformándolos a una forma inocua o cambiando la estructura de las enzimas.

La alta especificidad de la tolerancia a los metales pesados, que se manifiesta en las plantas superiores, depende de sus células y no de un cambio fundamental en sus constituyentes. No se han podido esclarecer los sitios de acción en la célula, donde los metales pesados pueden actuar. Debido a ello se ha concluido que el mantenimiento de la tolerancia a los metales requiere de un gasto de energía considerablemente alto, pues se han llegado a detectar cambios en un gran número de parámetros fisiológicos, los cuales involucran una gran actividad celular. Las plantas tolerantes normalmente tienen una pequeña producción de biomasa (inferior a un 20-50%) y no tienen capacidad competitiva con las poblaciones no tolerantes presentes en suelos normales (Antonovics et al., 1971).

4. Vegetales y microorganismos considerados indicadores de contaminación por metales pesados.

Gimnospermas. Sus hojas y ramas reflejan el contenido de los metales pesados presentes en el suelo. Frecuentemente se utilizan para estudios biogeoquímicos.

Angiospermas. Las plantas con un período de vida largo como arbustos y árboles, no están capacitados para desarrollar ecotipos tolerantes a los metales, mientras que las herbáceas y algunas dicotiledoneas son colonizadoras exitosas de zonas contaminadas. La habilidad para desarrollar tolerancia a los metales es específica de cada organismo e independiente de la fuente de contaminación. Dentro del grupo de las monocotiledoneas, las gramíneas, tienen un alto grado de resistencia a la acción de altas concentraciones de metales (Kázmierczakowa, 1975).

Senecio vulgaris, especie con ciclo anual, predomina su autofertilización y es abundante en sitios contaminados.

Lolium perenne, especie que presenta una gran tolerancia (Briggs, 1976).

Avena fatua, buena indicadora de la extensión y nivel de contaminación por metales pesados, integra la entrada del plomo en espacio y tiempo (Rains, 1975).

Agrostis tenuis, es un colonizador natural en zonas de desecho minero, acumula plomo, especialmente en la raíz (Williams et al., 1977)

En cuanto a los microorganismos tolerantes Williams et al. (1977) estudiaron las poblaciones microbianas tolerantes al plomo (expresadas como porcentaje de cepas inhibidas) en dos zonas: minera y pastizal -situado a 500 mts de distancia de la mina-, encontrando que los grupos más tolerantes resultaron ser los hongos, principalmente a las concentraciones de plomo de 100 $\mu\text{g}/\text{ml}$ y los actinomicetos fueron los menos resistentes. Los resultados fueron los siguientes:

[] de Pb ($\mu\text{g}/\text{ml}$)	Bacterias	Actinomicetos	Hongos	Desecho minero	Pastizal
	(microorganismos que presentan resistencia al Pb, expresado como % de cepas inhibidas)				
0	0	0	0	0	0
50	53	69	39	48	57
100	81	94	61	69	85
125	86	94	68	71	91
150	92	94	77	76	96
200	94	97	87	89	96

X Legislación del contenido de plomo en plantas

La acumulación de plomo por la vegetación, ha recibido considerable atención por diversos investigadores, desde épocas pasadas, debido a los daños que esto ha provocado a las cadenas alimenticias; pues el alimento provee la principal fuente de metales traza al hombre en una proporción de seis veces más que el aire.

Es por ello que en algunos países se han formulado legislaciones que controlen el nivel de plomo en el alimento para consumo humano. Inglaterra y Wales (según la legislación de los alimentos con respecto a su contenido en plomo, en 1961) restringen los niveles máximos de plomo en carne y vegetales a 2 ppm con base en su peso fresco (Martin et al., 1981)

La determinación de la carga y localización del plomo dentro y fuera de las plantas, es la primera evaluación que se debe realizar para encontrar el significado potencial que los metales pesados como el plomo pudieran llegar a tener en la salud de las plantas (Smith, 1973).

El establecimiento de un nivel normal en las plantas Herbáceas es bastante difícil e impreciso, aún en ausencia de contaminación, debido a las diferencias que existen entre especies y variedades de las mismas plantas, diferencias en la captación de plomo durante el ciclo de crecimiento, factores locales como humedad y todos los aspectos físicos y químicos (Davies y Holmes, 1972).

Existe una guía fitotóxica para diferentes concentraciones de metales consideradas como excesivas para el follaje formuladas por Linzon et al. (1976). Para su realización se tomaron en cuenta cantidades de plomo detectadas en plantas de localidades urbanas (sitios donde se encuentran las principales vías vehiculares) rurales e industriales, en la Cd. de Ontario, Canada. Los valores de plomo están dados en ppm, considerando peso seco.

	Follaje	
	Lavado	No lavado
Considerado como excesivo.	75	150
Area rural	10	15
" urbana	35	70
Adyacente a una vía vehicular (Av. principal)	50	100

Algunos investigadores han reportado que en la dieta promedio de los adultos, la entrada de plomo al organismo por día, por ingestión de vegetales es de 300 μg (Zimdahl, 1976). La FAO ha determinado que la entrada máxima de plomo al humano sea de 400 μg (Nakos, 1982).

EL PLOMO EN LOS AMBIENTES DE LAS VIAS VEHICULARES

I Composición química del plomo presente en el ambiente de las vías vehiculares

Como se ha mencionado anteriormente, los aerosoles emitidos por los escapes de los automóviles que utilizan gasolina con plomo como antidetonante, tienen una composición química primaria que consiste en haluros de plomo ($PbClBr$, $PbCl_2$ y $PbBr_2$). La composición isotópica de estos compuestos es la misma que la detectada en los aerosoles que se encuentran en las vías vehiculares (VV). Además existen otras evidencias en lo referente al comportamiento de dispersión y distribución de los aerosoles que llevan plomo en los ambientes de las VV, que manifiestan que éstos tienen como fuente principal a los automóviles, ellas son:

- Aire. La concentración de haluros de plomo en la atmósfera es muy alta a pocos metros de distancia de las VV, conforme aumenta ésta se disminuye grandemente.
- Suelo. La composición química del plomo del estrato superficial del suelo que forma parte de las VV, es similar al plomo detectado en la gasolina que contiene plomo y diferente del localizado a mayor profundidad.
- Vegetación. La composición química de las partículas embebidas en la corteza de los árboles situados en las orillas de las VV muestra gran similitud con aquellas partículas liberadas por los escapes de los automóviles. La semejanza estriba en que el plomo detectado, siempre se encuentra combinado con el Cl ó Br en partículas que poseen un diámetro que tienen un intervalo de 3 - 13 μm .

Por lo anterior, las zonas urbanas como las aledañas a las vías principales de circulación automotriz (con sus grandes cantidades de plomo en el ambiente) representan ambientes potencialmente nocivos tanto para los humanos como para animales y plantas; y a esto se debe que estas zonas sean el foco frecuente de estudio en diferentes partes del mundo (Chow, 1970; Heichel y Hankin, 1972).

II Dispersión y distribución

El plomo emitido a la atmósfera de las VV por los automóviles, es transferido al suelo, plantas o animales por sedimentación, impactación, precipitación o inhalación. El ambiente recibe partículas de plomo de todos los tamaños, captando las más grandes por sedimentación y las más pequeñas por impactación, precipitación o inhalación. La dispersión y velocidad de sedimentación de las partículas liberadas, va a estar regulada por factores como; densidad de tránsito y condiciones meteorológicas prevalentes principalmente por la velocidad y dirección del viento (Smith, 1976) (Fig. V).

Considerando el primer punto, la turbulencia generada por el tránsito, así como los movimientos termales producidos por los gases del escape, originan la dispersión inicial de los aerosoles en forma muy rápida y de manera ascendente. En condiciones de calma o con vientos ligeros, el porcentaje de depositación de los aerosoles que portan plomo emitidos a 100 mts de distancia de las VV es de un 90% -plomo total-, y el resto 10%, permanece en la atmósfera donde sufre procesos de dispersión a grandes distancias. Reiter y Katen (1971) encontraron que a distancias mayores de 100 mts de las VV se depositaba de un 10 a un 30% del plomo emitido, detectando que la difusión turbulenta disminuye el porcentaje de depositación de las partículas conforme se incrementa la distancia a las VV. Huntzicker et al. (1975) calcularon que únicamente el 6% de las partículas emitidas, se depositaban en un radio de 150 mts a la fuente; también observaron que cuando las condiciones de tránsito permiten circular a más de 90 km/h se libera una mayor cantidad de partículas grandes, lo que ocasiona que se incremente el porcentaje de su depositación en las inmediaciones de las VV.

En las intersecciones de las avenidas que tienen una gran cantidad de circulación de automóviles, se liberan partículas que poseen un diámetro \angle a 5 μ m; el valor de depositación de estas partículas puede ser tan alto como de un 10% (Little y Wiffen, 1977). Al respecto Wheeler y Rolfe (1979), detectaron que únicamente un 12% de partículas grandes pueden llegar a sedimentarse casi inmediatamente después de su liberación tanto en la vegetación como en el suelo y el restante 88%

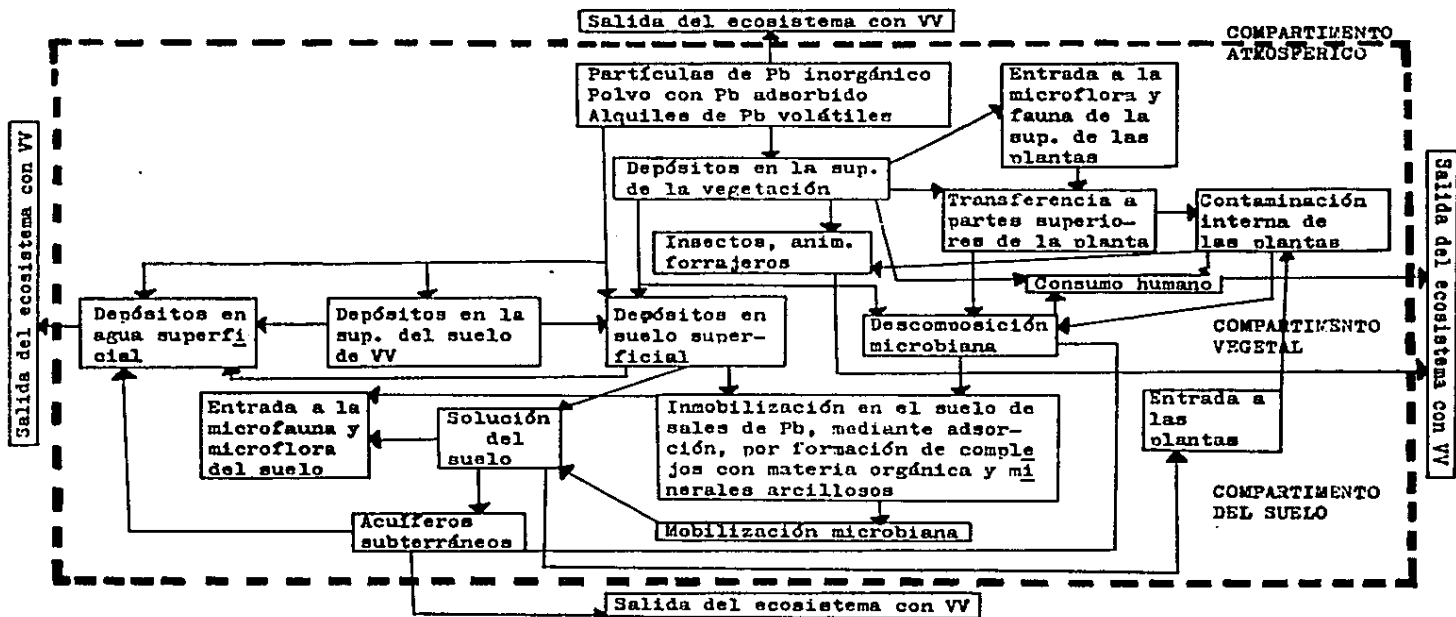


Fig. V. Distribución potencial del Pb y rutas de transferencia en un ecosistema con vías vehiculares (VV) (según Smith, 1976).

esta confinado a partículas pequeñas que se sedimentan más lentamente, ambos tamaños de partículas tienen la misma probabilidad de ser adsorbidas por la superficie de las plantas.

Las hileras de árboles que son plantadas en las márgenes de las VV incrementan de sobremanera la depositación, evitando la dispersión del plomo; Heichel y Hankin (1976) confirman que una hilera de árboles situada a orillas de una VV con 10 mts de alto y 10 de espesor pueden duplicar la tasa de depositación, aunque ésta solo represente un 2.5 - 5% del plomo total emitido.

Se han registrado en diferentes ciudades del mundo, diversos niveles de depositación de partículas que llevan plomo en los alrededores de las VV, estos son; en el Reino Unido durante el período de 1975-1976 la depositación fué de 20 mg/m^2 , veinte veces más alta que la que se presentó en 1946; en Dinamarca la depositación en 1975 fué de 7.1 mg/m^2 . En USA durante el período de 1966-1967 el proceso de depositación mantuvo variaciones de acuerdo a la densidad de la población y al consumo de gasolina, siendo en Nueva York y en Chicago de 100 mg/m^2 , en los estados del Sur y del Oeste medio fué menor de 10 mg/m^2 (Chamberlain, 1983).

El proceso de depositación de los aerosoles de plomo a largo plazo en las inmediaciones de las VV, ha sido estudiado en Londres por Chamberlain (1975) y Little y Wiffen (1978) en el período de marzo de 1975 - agosto 1975. Las variaciones que se registraron en el tránsito vehicular así como en el contenido de plomo por la gasolina fueron de 49,300 a 88,000 veh/día y de 0.60 a 0.49 g/l respectivamente. La cantidad del plomo total emitido fué de 7,220 g/m, de la cual únicamente se depositaron 2,880 g/m, ello representa un 40% del plomo total emitido durante 11 años. Este porcentaje es mayor que el registrado a corto plazo que es de un 9%, lo cual significa que la depositación de partículas que llevan plomo a largo plazo en las inmediaciones de las VV es muy grande. Esto posiblemente se deba a dos mecanismos, que incluyen la resuspensión del plomo de la VV ya sea por acción de la lluvia o del viento, en los dos casos el plomo depositado es resuspendido por

por los movimientos generados por el tránsito. En el caso de la deposición húmeda mediante la lluvia, esta tiene un efecto insignificante en la deposición primaria del plomo, con excepción de que se lleve a cabo a distancias muy grandes (Chamberlain, 1975; Little y Wiffen 1978). El mecanismo de resuspensión del plomo ha sido comprobado en USA por Cantwell et al., (1972), cuyos estudios permitieron deducir que desde que el plomo fué adicionado a la gasolina en el año 1924, ha sido removido del suelo (en los primeros 10 cm de su superficie), un 76% del plomo total depositado.

III Niveles de plomo en atmósfera, suelo y vegetación

Atmósfera: Considerando los niveles de plomo detectados en atmósferas limpias para tener un marco de referencia, con respecto a los valores encontrados en las márgenes de las vías de circulación, se han detectado las concentraciones de aerosoles de plomo más bajas en la atmósfera de una zona templada localizada en la parte norte central del Océano Pacífico, estando en el intervalo de 0.0003 a 0.0015 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Chow et al., 1969); otros valores similares han sido detectados en la atmósfera de las Montañas Blancas, localizadas en California, cuya concentración promedio anual de aerosoles de plomo fué de 0.0080 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Tomando en cuenta los valores anteriores se observa claramente un incremento en la carga atmosférica de plomo en las vías vehiculares urbanas, registrándose los valores más altos en sus inmediaciones y una disminución en su concentración conforme aumenta la distancia a las vías de circulación, hecho que ha sido comprobado por varios investigadores, entre ellos Ludwig et al. (1970) quienes estudiando la concentración promedio anual de plomo atmosférico durante el período 1966-1967 en algunas localidades remotas, sub-urbanas y urbanas detectaron los valores de 0.022, 0.09-0.21 y 1.11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente. Otros valores detectados de plomo atmosférico en regiones rurales son: 100 ng/m^3 , en St. Louis Missouri en 1975 y 0.19 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en Champaign-Urbana, en 1974 (Pilotte et al., 1978).

En cuanto a las concentraciones máximas registradas en las inmediaciones de las vías vehiculares están: 98 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en Parma, Italia (Coghi y Bellelli, 1967); 71 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en Los Angeles, USA (Konopinski y Upham, 1967) y más de 34 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en Nueva York, USA (Bove y Siebenberg, 1970).

Los valores de plomo, que se han registrado en atmósferas de diferentes ciudades, están considerados en la tabla 16.

En general, en cuanto a la disminución que se da en la concentración de plomo conforme aumenta la distancia a la vía vehicular, Daines et al. (1970) encontraron que el contenido de plomo decrecía en un 50% a una distancia de 3 a 46 mts de la VV.

Tabla 16. Valores de plomo atmosférico detectados en diferentes zonas urbanas.

Conc de Pb ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Ciudad	Año	Equipo de muestreo	Referencia
2.78	Cincinnati	1966	Impactor de Cascada Andersen	Lee <u>et al.</u> , 1968
1 - 4	Mayoría de cds en USA	1969	-----	Burnham <u>et al.</u> , 1969.
0.51	Japón	1970	-----	Horiuchi, 1970.
11.4	Los Angeles	1970	-----	Smith, 1976
3.2	Chicago	1970	Impactor de Casacada NASN	Lee <u>et al.</u> , 1972
1.8	Denver			
1.6	Filadelfia			
1.3	Washington			
2.60	New Haven, Connecticut	1970	-----	Smith, 1972
0.4 - 7.4	Europa ^b	1972	-----	Blokker, 1972
0.55	Cracovia ^c	1974	-----	Grodzinska y Kaz, mierczakowa, 1977
380 - 640 (ng/m^3)	St. Louis Missouri	1975	Nucleopore 0.4 μm	Pilotte <u>et al.</u> , 1978
2.4	Londres ^d	1976	Impactor Andersen	Little y Wiffen, 1978
0.2	Frankfurt ^e RFA	1977	Muestreador de casca cada específico para alquiles de Pb, según Harrison <u>et al.</u> , 1974	Rohbock <u>et al.</u> , 1980

Cont. tabla 16.

CO de Pb ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Ciudad	Año	Equipo de muestreo	Referencia
0.325	Bombay, ^f India	1977- 1978	Impactor Andersen	Khandekar <u>et al.</u> , 1980
0.35	Ontario, ^g Canada	1979	Método de muestreo Standard de Alto Volumen	Heidorn y Rohac, 1981.

- a El contenido de Pb en la gasolina fué de 2.1 y 1.5 g/gal en gas premium y gas regular, respectivamente
- b El límite permisible en Alemania durante 1973, fué de 3,000 ng/m^3 (CO de Pb standard en un muestreo de 24 hs)
- c El límite permisible en esta ciudad fué de 1.0 mg/m^3
- d El contenido de Pb en la gasolina fué de 0.49 g/lt
- e " " " " " " " " 0.15 g/lt
- f El nivel basal fué considerado de 0.016 mg/m^3
- g El límite permisible fué considerado en 5.0 mg/m^3 (CO máx. deseada en el ambiente en un muestreo de 24 hs) y el contenido de Pb en la gasolina fué de 1.15 g de Pb/Imp. gal.
- Equipo de muestreo no reportado

A parte de la influencia que representa la distancia a la VV, hay otros factores que afectan la dispersión y distribución del plomo atmosférico, tales como: volumen del tránsito, proximidad a otras VV, vientos prevalecientes, turbulencia, estación del año y hora del día, respecto a este último punto se ha visto que se presentan variaciones diurnas en la carga atmosférica de plomo en localidades cercanas a las vías de circulación, mostrando un patrón característico con un pico en la mañana y otro a media tarde (Atkins, 1969; Cholak et al., 1961)

Suelo: El plomo en el suelo de zonas adyacentes a las vías principales de circulación automotriz, se encuentra concentrado primordialmente en un medio relativamente pequeño alrededor de ellas y en los estratos superiores. Esto se debe fundamentalmente al proceso de emisión de los aerosoles de plomo por los automóviles y también a la presencia de árboles en las márgenes de las VV. Si existe vegetación arborea en las zonas de tránsito vehicular, la contribución con plomo de los árboles a la capa más superficial del suelo es por la incorporación a éste del plomo impactado en hojas, acículas, ramas y corteza, las cuáles forman la hojarasca. Al respecto Reichel y Hankin (1979) encontraron que los suelos que se encuentran por debajo de los árboles situados en las orillas de las VV de zonas urbanas tienen una proporción de plomo mayor (calculada en un 50%) que los niveles que pueden ser detectados en campo abierto. También detectaron que la capa de 5mm de espesor formada por acículas pueden enriquecer con plomo al suelo desde un 76 a un 300%, comparado con el nivel registrado a una profundidad de 2 cm.

La relación entre niveles de plomo en suelos y distancia a la VV manifiesta en la mayoría de los casos el siguiente patrón de distribución: "la concentración de plomo detectada en suelos que se encuentran en las márgenes de las VV es alta, pero disminuye rápidamente conforme aumenta la distancia a éstas, como se muestra en la tabla 17 (Motto et al., 1970; Chow, 1970; Daines et al., 1970; Davies y Holmes, 1972; Ruhling y Tyler, 1968; Dorn et al., 1975; Linzon et al., 1976; Little y Wiffen, 1977; Wheeler y Rolfe, 1979; Taylor y Griffin, 1981; Miller et al., 1983; Zimdahl y Hassett, 1980; Davies y Houghton, 1984).

Tabla 17. Distribución horizontal de plomo en suelos presentes en vías vehiculares localizadas en zonas urbanas y rurales.

Distancia a la vía vehicular (m)	CJ de Pb (mg/g)	Características de la localidad estudiada.	Ciudad	Referencia
7.6	122	El volumen de tránsito era de 56,000 veh/24 hs	Maryland, USA.	Chow, 1970
15	75			
30	63			
7	192	El volumen de tránsito en la zona estudiada fué de 35,200 veh/24 hs	Nueva Jersey, USA	Motto <u>et al.</u> , 1970
22	76			
38	70			
53	48			
68	49			
15	118	El volumen de tránsito en la zona estudiada fué de 58,000 veh/24 hs	California, USA	Smith, 1972
138	74			
362	85			
10	160	El volumen de tránsito fué de 1,200 veh/24 hs	Nueva Zelanda	Smith, 1972
30	90			
100	55			
2	145	El volumen de tránsito fué de 16,000 veh/24 hs	Brisbane, Australia	Smith, 1972
125	30			
250	25			
1	78	Ciudad más grande de la Gran Bretaña, representa un foco muy grande de contaminación.	Birmingham, Gran Bretaña	Davies y Holmes, 1972.
25	48			
50	30			

Cont. tabla 17.

Distancia a la vfa vehicular (m)	CO de Pb (mg/g)	Características de la localidad estudiada	Ciudad	Referencia
0	1621	Intersección en la avenida Heston, ^b donde circulaban 90,000 veh/24 hs con un contenido de Pb en la gasl. de 0.49 g/l y con emisiones totales de Pb en 1976 de 450 g/m ³	Londres	Little y Wiffen, 1978
5	304			
15	210			
30	169			
50	167			
100	202			
0 - 10	16	Area rural, con ausencia de vías de circulación	Illinois	Smith, 1972
20 - 30	7			
40 - 90	4			
0	1225	Area rural, la vía de circulación ^c estudiada en esta zona presentó un tránsito vehicular de 8,100 veh/24 hs	Región central de Illinois	Wheeler y Rolfe, 1979.
1	526			
10	55			
20	32			
30	23			
40	18			
50	16			
100	13			
200	13			

a El nivel de base considerado para esta región fué de 25 ppm, valor detectado en un transecto con poca densidad de tránsito, 503 veh/24 hs

b El nivel de base, fué considerado a 100 mts de distancia a la VV, siendo de 202 mg/g

c " " " " " " " " " " " " " " " " 13 mg/g

Se ha encontrado que a una distancia de 50 mts de la VV, el plomo total del suelo, no muestra correspondencia con las cantidades liberadas por la combustión de la gasolina, por lo que solo una pequeña cantidad del plomo liberado por los automóviles se sedimenta y acumula en la venedad de las vías de circulación (Ruhling y Tyler, 1968). Al respecto se ha demostrado que la influencia que tiene el plomo proveniente de las vías de circulación en el suelo, es muy marcada a una distancia entre 0 y 5 mts, llegando a ser imperceptible a 30 mts, donde la concentración de plomo se estabiliza; durante este trayecto se manifiesta una rápida sedimentación de las partículas mayores de 5 μ m de diámetro y las más pequeñas entran a la atmósfera turbulenta (Zimdahl y Hassett, 1980).

La relación existente entre el contenido de plomo en suelo y la densidad de vehículos, también ha sido considerada por muchos investigadores; en la mayoría de los casos se ha detectado una correlación positiva (tabla 18), aunque ^{existen} excepciones al respecto, debiéndose éstas a variables como: edad de la vía de circulación, tipo de suelo, tipo de vehículo, topografía y cobertura de la vegetación. Considerando la edad de la VV, se ha manifestado que el plomo adyacente a una vía de circulación de construcción no reciente, con baja densidad vehicular, puede exceder los niveles de plomo contenidos en una VV de trayectoria reciente con alta densidad de automóviles (Chow, 1970).

Vegetación: Existen tres factores que controlan la distribución del plomo en la vegetación situada en los márgenes de las VV, estos son: dirección y velocidad del viento prevalente, distancia a la VV y volumen de tránsito.

Considerando el primer punto, cuando la dirección del viento coincide con el sentido de circulación de la VV, se incrementa la imantación de las partículas en la vegetación.

En cuanto al segundo, la mayoría de los estudios han encontrado, una relación directa, la cual asume que conforme disminuye la distancia a la VV se incrementa la concentración del plomo en la vegetación (ver tabla 19). Este patrón se llega a estabilizar a cierta distancia, la

Tabla 18. Relación entre contenido de plomo en suelo de localidades urbanas y su densidad de tránsito

Densidad de tránsito (veh/24 hs)	Concentración de plomo (ppm)			Ciudad	Características de localidad	Referencia
Tránsito diurno				<u>Suecia</u>	Las avenidas estudiadas están consideradas como principales	Ruhling y Tyler, 1968.
5,000	65 ^a	4 ^b	Stavsjo			
18,500	185 ^a	25 ^b	Uppakra			
3,150	35 ^a	1 ^b	Oskarshamn			
	<u>Distancia de la Vfa Vehficular (mts)</u>			Nor-este	La zona estudiada representa ambientes rurales y urbanos industriales	Notto et al., 1970
	<u>7.6</u>	<u>22</u>	<u>225</u>	de		
12,800	134	70	58	Nueva		
17,300	154	49	43	Jersey		
19,700	125	95	193			
35,200	192	76	49			
48,600	206	157	74			
54,700	169	171	78			
	<u>1</u>	<u>25</u>	<u>50</u>	Birmingham	Segunda ciudad más grande de Gran Bretaña	Davies y Holmes, 1972
19,267	86	46	7 - 25 ^c	Gran		
17,497	61	48	12 - 20 ^c	Bretaña		
7,473	65	45	0			

a Plomo total

b Plomo extractable

c Nivel de plomo en suelo, considerado como no contaminante, en un flujo de tránsito con 503 veh/24 hs

cual es característica de cada especie. Rühling y Tyler (1963) encontraron que a 50 metros de la VV el contenido de plomo en la vegetación no tenía relación con las cantidades liberadas por la gasolina. Los individuos situados en las márgenes de las VV son los más afectados, principalmente las superficies externas de sus porciones aéreas, éstas presentan variaciones en el contenido de plomo durante el transcurso del año; los ejemplares localizados a distancias mayores permanecen sin presentar variación en su contenido de plomo. Smith (1976) ha ejemplificado este efecto, de la siguiente manera:

Vegetal	Pb en ambientes no contaminados (nivel de fondo) opm	Pb en ambientes cercanos a las VV (opm)
Herbáceas	1 - 5	50 - 200
Cultivos agrícolas	< 5	5 - 20
Ramas y follaje de plantas leñosas, coníferas y árboles deciduos	1 - 4	100 - 200

En cuanto al tercer punto, hay divergencia en los estudios al respecto, algunos investigadores encuentran que la densidad de tránsito afecta al contenido de plomo en la vegetación y otros no encuentran tal correspondencia (ver tabla 19) (Gannon y Bowles, 1962; Rühling y Tyler, 1968; Smith, 1976; Heichel y Harkin, 1976; Chamberlain, 1983).

1. Eficiencia de los vegetales en la captación de aerosoles de plomo

Herbáceas: Se ha encontrado que el grado de captación de los aerosoles de plomo por la vegetación herbácea, que se encuentra a una distancia de la VV entre 5 y 30 metros, se da en un porcentaje de 4.5 y 1.99 a largo y corto plazo, respectivamente (Little y Wiffen, 1978). En gramíneas como Lolium perenne y Festuca rubra, se ha detectado un porcentaje de depositación mayor de partículas de plomo, siendo éste del 70 y 90 % para cada una de las especies (Chamberlain, 1983).

Tabla 19. Efecto de la distancia a la vía vehicular y la densidad de tránsito, en el contenido de plomo de vegetación urbana y rural

Vegetal	Características de la zona	Distancia a la VV (m)	Densidad de tránsito (veh/día)			Referencia
			C3 de Pb en vegetación (ppm)			
Pastos	Zona urbana en la Cd. de Denver	1 - 7	80			Cannon y Bowles, 1962
		7 - 15	66			
		15 - 152	45			
Vegetación herbácea diversa	Principal avenida de la Cd. de Birmingham en tamaño de la Gran Bretaña	1	503	17,497	19,267	Davies y Holmes, 1972
		25	175	580 ^a 215 ^b	975 ^a 146 ^b	
		50	99	500 ^a 70 ^b	310 ^a 11 ^b	
			0	171 ^a 0 ^b	185 ^a 0 ^b	
<u>Avana silvestre</u>	Zona rural en California	20	38			Smith, 1976
		40	950			
		80	400 200			
Vegetación herbácea diversa	Zona urbana en Nueva Jersey	0	54,700			Smith, 1976
		38	219			
		67	78 59			
<u>Lolium perenne</u>	Márgenes de una VV en Sandbach, Gran Bretaña	10	40,000			Crump et al., 1979
		2,000	197 ^c 25.3 ^c			
Vegetación herbácea diversa	Intersección de dos av. principales en Heston, Londres	0	90,000			Little y Wiffen, 1977
		5	572			
		15	390			
		30	228			
		50	226			
		100	83 ^d 75 ^d			

Cont. tabla 19.

Vegetal	Características de la zona	Distancia a la VV (m)	Densidad de tránsito (veh/día)			Referencia
			[] de Pb en vegetación (ppm)			
<u>Poa pratensis</u> , <u>Helilo tus officinalis</u> , <u>Erigeron annuus</u> , <u>Taraxacum officinale</u> , <u>Zea mays</u> , <u>Glycine max</u>	Zona rural en Illinois central, con un nivel de emisión de Pb de 0.08 g/veh/km.	0	8,100	1,500	550	Wheeler y Rolfe, 1979
		1	196	29	20	
		5	76	19	14	
		15	46	17	12	
		25	17	10	9	
		40	13	10	8	
		50	10	9	8	
100	9	9	8			
<u>Lolium perenne</u>	Zona urbana en USA, en el primer caso las concentraciones atmósfericas de Pb fueron de 2.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y en el 2do de 1.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.	12	10,000	15		Zimdahl y Koeppe, 1980
		36		3.4		
Hojas de <u>Achillea millefolium</u>	Vegetación herbácea y arborea de las principales avenidas de Suecia (OsterGotlands län y Kalmar län)	1 - 2	—	24		Ruhling y Tyler, 1968
		3 - 8		33		
Flores de <u>Tussilago farfara</u>	mar län)	1 - 2	—	11		
		6 - 10		29		
Acículas de <u>Picea abies</u> h		3 - 8	—	7		

Cont. tabla 19.

Vegetal	Características de la zona	Distancia a la VV (m)	Densidad de tránsito (veh/dfa)		Referencia	
			C de Pb en vegetación (ppm)			
			Hojas ⁱ	Ramas ⁱ		
<u>Quercus</u>	Vegetación arborea de la zona urbana de New Haven, Connecticut		—	—	Smith, 1972	
<u>malustris,</u>		1.4	140	60		
<u>Acer saccha-</u>		2.0	156	103		
<u>rum, Picea</u>		3.7	111	295		
<u>abies, Taxus</u>		4.8	90	258		
<u>son, Acer</u>						
<u>platanoides</u>						
<u>Acer saccha-</u>	Zonas urbanas y rurales, características de Illinois	Alrededor de un radio de 10 m a la VV			Rolfe y Bazzaz, 1975	
<u>rum Marsh,</u>			Zona urbana ^j	15,500		11,000
<u>Elaeagnus</u>				102		97
<u>umbellata</u>		Zona rural	11,000	1,500	1,500	
<u>Quercus rubra</u>			79	21	19	
Maple	Vegetación situada en la venedad de una fundidora sec. en Ontario Canada	100	—	—	Linzon et al., 1976	
		200	136			
		300	65			
		400	38			
		500	55			
		600	62	0		

Cont. tabla 19.

Vegetal	Características de la zona	Distancia a la VV (m)	Densidad de tránsito (veh/día) ↳ de Pb en vegetación (ppm)	Referencia
Olmo	Vegetación situada en vencidad de una fun- didora sec. en Ontario Canada	100	653	Linzon et al., 1976
		200	46	
		300	49	
		400	176	
		500	124	
		600	0	

- Densidad de tránsito no reportada
- a Detección realizada posterior a un período de secas
- b " " " " " " " " lluvias
- c Valores considerados no tóxicos para el ganado
- d Nivel de fondo considerado a una distancia de 100 m
- e Distancia considerada para el nivel de fondo
- f Nivel de fondo para esta especie considerado en 10-19 ppm
- g " " " " " " " " 1 ppm
- h " " " " " " " " 3 - 6 ppm
- i Estos valores exceden el valor de fondo, considerado en 1.0 ppm
- j Estas concentraciones se consideran normales en las inmediaciones de las VV con tránsito pesado.

Ha sido detectado en plantas herbáceas, que el proceso de deposición de plomo es independiente de su concentración existente en la atmósfera, pero se ve marcadamente influenciado por la velocidad viento y otras condiciones meteorológicas. El porcentaje de deposición en la vegetación es menor que en el suelo, siendo de 2 a 10 veces mayor a largo plazo que a corto plazo (Little y Wiffen, 1978).

Arboreas: El proceso de intercepción de las partículas de plomo en los árboles, esta sujeta a los cambios dados en la velocidad del viento. Dentro del dosel se lleva a cabo una reducción en la velocidad del viento, trayendo como consecuencia que se reduzca la deposición de las partículas pequeñas y favoreciéndose la de las grandes por sedimentación; cuando se origina un incremento en la turbulencia en los alrededores y dentro de los doseles, se incrementa la impactación de las partículas de plomo por depositación mediante la difusión turbulenta.

Uno de los factores que limitan la impactación de los aerosoles de plomo en la vegetación, es debido al desplazamiento vertical que sufren los gases provenientes del escape de los automóviles lo que origina la dispersión del plomo, reduciendo su concentración atmosférica a nivel del suelo y vegetación.

Dentro de las especies arboreas, las coníferas son consideradas las más eficientes para coleccionar partículas de plomo (Keller, 1974).

Se ha comprobado que las hileras de árboles de coníferas como Pinus strobus, pueden retener en sus acículas y ramas, hasta un 70% de aerosoles de plomo e incluso también son eficientes en la captación de otras partículas atmosféricas como polen, alérgenos y otras partículas metálicas. Ha sido establecido que un pino que mide 12 metros de altura con una superficie leñosa de $15 \times 10^4 \text{ cm}^2$ y una superficie foliar de $15 \times 10^5 \text{ cm}^2$ (lo cual representa que la exposición del follaje es 10 veces mayor que la superficie leñosa), llega a retener 20 veces más carga de plomo en la superficie del leño, significando las dos terceras partes del plomo presente en el árbol y únicamente una tercera parte en las acículas (Heichel y Hankin, 1976).

En otras especies arbóreas, se ha detectado que la eficiencia de captación de los aerosoles de plomo por las láminas foliares es insignificante, evaluándose en $0.093 \times 5.0 \times 10^{-6} \text{ } \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{s}$; ahora bien asumiéndose que la concentración de plomo atmosférica fuera de entre 5 y 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y el índice del área foliar de 7.7 la deposición sería de 0.36 $\mu\text{g}/\text{m}/\text{s}$ en un transecto de 1 metro de ancho con 10 metros de cobertura; en el caso de que ramas y pecíolos intercep-taran alrededor de un 25% del plomo depositado, entonces la deposi-tación total máxima sería del orden de 0.48 $\mu\text{g}/\text{m}/\text{s}$ ó del 1.5% del plomo total emitido a la VV (Little y Wiffen, 1978).

Otros investigadores han llegado a detectar una reducción sig-nificativa, hasta en un 50% de la dispersión del plomo, por ser depo-sitado en especies arbóreas (Zimdahl y Koeppe, 1980).

Musgos: Los musgos son considerados como bioindicadores de con-taminación atmosférica, debido a que acumulan grandes cantidades de los compuestos que son emitidos a la atmósfera. En cuanto al caso es-pecífico del plomo, diversos investigadores denotan que los musgos, acumulan grandes cantidades de este metal, a comparación de las plan-tas vasculares (Ratcliffe y Beeby, 1980).

Rühling y Tyler (1973), reportan concentraciones en musgos de 300 a 700 ppm en Suecia; Grodzinska y Wazmierczakowa (1977) detecta-ron en 4 parques del centro de Cracovia, que los musgos contenían plomo en concentraciones de 28.8 hasta 46.25 ppm, mientras que las plantas vasculares tenían únicamente entre 0.05 a 28.6 ppm.

Los musgos poseen ciertas características estructurales específi-cas, como carencia de cutícula y una alta capacidad para retener e in-tercambiar cationes, las cuales les permiten poder acumular grandes cantidades de plomo. Su nivel de captación por los metales va a depen-der de la extracción de compuestos minerales del agua de lluvia conta-minada y de la capa superficial del humus (ya que esta representa el principal sitio de acumulación de los metales pesados), y de la sedi-mentación del polvo, de donde también colectan sus minerales. Existe una correlación directa entre precipitación y concentración de plomo

en musgos. Los musgos húmedos captan partículas de plomo con un diámetro mayor de $5\mu\text{m}$ (debido a que se da una reducción en el rebote de estas partículas), en cambio los musgos secos captan mayor cantidad de partículas que tienen un diámetro menor de $5\mu\text{m}$ (Little y Wiffen, 1977).

Así pues, debido a las características tan propias de los musgos ellos pueden ser utilizados para medir gradientes regionales de plomo en diferentes localidades.

DESCRIPCION DEL AREA
DE ESTUDIO

El área de estudio se encuentra localizada en los campos de Ciudad Universitaria, específicamente en los alrededores del Centro de Ciencias de la Atmósfera, ubicada al sureste del centro de la Ciudad de México, entre los paralelos $99^{\circ}07'$ y $99^{\circ}13'$ Latitud Norte y los meridianos $19^{\circ}17'$ y $19^{\circ}21'$ Longitud Oeste; a una altitud de 2,270 m.s.n.m. (Fig. 1). Esta localidad se encuentra rodeada por zonas residenciales y comerciales, que presentan un pesado tránsito vehicular, así como por una extensa área verde, que forma parte del Pedregal de San Angel (Gutiérrez, 1983).

El microclima de la Ciudad Universitaria es $Cw_2i'bg$, templado subhúmedo con lluvias de verano, con verano fresco, poca oscilación térmica y marcha de la temperatura tipo ganges, según la clasificación de Koeppen, modificado (García, 1973, 1978). La temperatura media anual es de $14.9^{\circ}C$, con una temperatura máxima absoluta anual de $30.1^{\circ}C$, y una temperatura mínima absoluta anual de $-2.0^{\circ}C$. La precipitación media anual es de 810.5 mm, y la humedad relativa media anual de 63%, con una evaporación media anual de 4.68 (Ortiz, 1980).

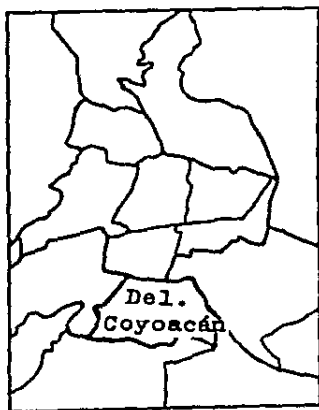
Se considera que los suelos de esta zona se encuentran en etapa de formación y mantienen características muy diversas en cada lugar y a diferentes niveles de profundidad; mantienen una erosión mínima, considerando el tiempo transcurrido desde que se enfrió el material ígneo. Son suelos arenosos que carecen de arcilla. El SiO_2 representa casi el 50% de la composición de la roca, la proporción de limo es de 44-50% y la de la materia orgánica de 20-30% (Diego, 1970).

En cuanto a la vegetación, Rapoport et al. (1983) ha reportado las siguientes especies en la Delegación Coyoacán: Mesembryanthemum roseum (familia Aizoaceae); Amaranthus caudatus (Amaranthaceae); Schinus molle (Anacardiaceae); Hedera helix (Analiaceae); Impatiens oliveri (Balsaminaceae); Jacaranda acutifolia (Bignoniaceae); Casuarina equisetifolia (Casuarinaceae); Chenopodium album, Ch. glaucum, Ch. murale, Ch. graveolens, etc. (Chenopodiaceae); Aster subulatus, Conyza canadensis, Simsia amplexicaulis, etc. (Compositae); Lepidium virginicum, etc. (Cruciferae); Ricinus communis (Euphorbiaceae); Poa annua, etc. (Graminae); y otras especies de las familias Labiatae, Leguminoae, Labiaceae, Myrtaceae, Oleaceae, etc.

Para la zona del Pedregal de San Angel, Rzedowski (1954) reporta una comunidad de matorrales xerófitos donde Senecio praecox es dominante, esta comunidad tiene una gran diversidad florística representada principalmente por las gramíneas, compuestas y leguminosas. Sin embargo Alvarez et al. (1982) reporta que la especie más ampliamente representada es Schinus molle "pirul", junto con Senecio praecox. También están presentes Bursera cuneta, Bursera fagaroides, Dodonaea viscosa, Agave sp, Buddleia sp y otras especies de arbustos, árboles y hierbas.



a REPUBLICA MEXICANA



b Distrito Federal

Ciudad
Universitaria

c

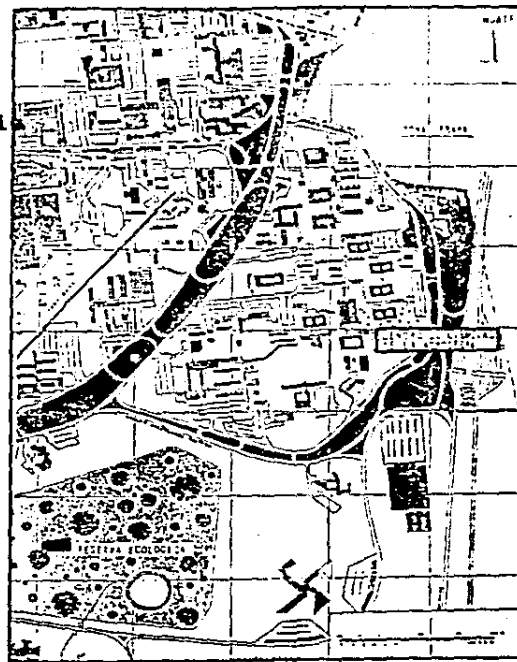


Fig. 1.

- a) El Distrito Federal en la Republica Mexicana.
- b) Ubicación de la Delegación Coyoacán en el D.F.
- c) Ubicación del Centro de Ciencias de la Atmósfera en la Ciudad Universitaria.

M E T O D O L O G I A

MUESTREO

AIRE. Las partículas suspendidas en la atmósfera fueron colectadas mediante un muestreador de partículas no viables "Andersen 2000 Inc.", éste consta de 7 etapas, cada una captando partículas que difieren en tamaño. Las etapas 1-3 colectan partículas que miden de $3.3 \mu\text{m}$ a $11.0 \mu\text{m}$, y representan la fracción no respirable; mientras que las etapas 4-7 reciben partículas que tienen un diámetro que va desde $3.3 \mu\text{m}$ hasta $0.4 \mu\text{m}$ (fracción respirable). Para la impactación se utilizó papel filtro tipo Whatman No. 41 de 81 mm de diámetro. Con un flujo de 26 l/min (Andersen 2000 Inc, 1976).

El muestreo se llevó a cabo diariamente durante 10 meses (julio 1983 - enero 1984), a una altura aproximada de 10 m sobre el nivel del suelo. La duración del muestreo fué de 6 horas, de 9 a.m. a 15 p.m.

AGUA DE LLUVIA. La colecta de agua de lluvia se realizó mediante un muestreador automático de precipitación húmeda - seca "Aerochem Metrics, modelo 301". Se utilizaron cubetas previamente lavadas con HNO_3 1 + 1 y agua desionizada.

El muestreador fué colocado en la azotea del edificio del Centro de Ciencias de la Atmósfera. El muestreo se realizó durante los meses de junio a septiembre de 1983. Se tomaron muestras diarias, pero de cada siete muestras tomadas a la semana, se obtuvo una sola, mediante la mezcla de volúmenes iguales de ellas. Para preservar el agua colectada se le agregó HNO_3 concentrado en grado ultrapuro (5 ml/l de muestra).

VEGETALES. se seleccionaron tres especies, dos arbóreas (Liquidambar styraciflua y Pinus radiata) y una arbustiva (Ricinus communis). El muestreo se realizó en los jardines del Circuito Exterior a la altura del Instituto de Geofísica, en el Centro de Ciencias de la Atmósfera (Fig. 1). De cada individuo de liquidambar y de ricino, se tomaron muestras de lámina foliar, pecíolo, tallo y raíz; para el caso de P. radiata se muestrearon acículas (hojas modificadas de forma acicular sin diferenciación de pecíolo y lámina foliar) tallo y raíz. Se analizaron un total de 15 individuos. La elección de las hojas, acículas y tallos, fué en forma homogénea en cada individuo, tomando en cuenta la parte media. En cuanto a las hojas y acículas se tomaron siempre las más expuestas a la impactación de partículas. Las muestras de tallo principal, se tomaron mediante el Taladro de Pressler. Las estructuras vegetales muestreadas, fueron puestas en bolsas de plástico debidamente etiquetadas.

SUELO. Se colectaron muestras de suelo superficial (0-10 cm de profundidad), en los sitios donde se encontraban los vegetales en estudio, y se colocaron en bolsas de plástico.

PREPARACION Y PROCESAMIENTO DE LAS MUESTRAS

Para la preparación de las muestras se utilizó HNO_3 concentrado, reactivo analítico de grado ultrapuro.

AIRE. Los filtros con las partículas impactadas se dejaron estabilizar en un desecador por un día, posteriormente cada uno fué puesto en un vaso de precipitado de 100 ml, se les añadió 1.5 ml de HNO_3 , se evaporaron a sequedad, con la precaución de que no se presentara proyección del contenido. Enseguida se introdujeron en la mufla elevándose la temperatura lentamente hasta 300°C , y manteniéndose ésta por 30 minutos, a continuación se ele-

vó a 450°C dejándose por una hora. Posteriormente se enfriaron, adicionándoles 1 ml de HNO_3 y 10 ml de agua desionizada, calentando para disolver el residuo y finalmente fueron llevadas a un volumen de 25 ml con agua desionizada. La solución final quedó con una acidez del 2% V/V.

AGUA DE LLUVIA. Se tomo una alícuota de 100 ml de cada una de las muestras de agua de lluvia y se les adicionó 0.5 ml de HNO_3 , quedando listas para ser analizadas en el espectrofotómetro de absorción atómica (EAA) (APHA/AWWA/WPCF, 1975).

VEGETALES.

Plomo Absorbido: Para la determinación del plomo absorbido, las muestras de raíz, tallo, pecíolo y lámina foliar, se cortaron en trozos pequeños y se lavaron con agua destilada, HNO_3 al 5% V/V y finalmente con agua desionizada. Se secaron en la estufa a $60-80^{\circ}\text{C}$, hasta obtener peso constante. Una vez secas, se molieron en la licuadora para homogeneizarlas. Se peso alrededor de 1 g de cada muestra (con su correspondiente duplicado), se les adicionó 2 ml de HNO_3 , se calentaron en la parrilla hasta sequedad y enseguida se colocaron en la mufla a una temperatura de 450°C , donde se dejaron calcinar durante toda la noche. Se enfriaron las cenizas y se disolvieron con 1 ml de HNO_3 , se evaporaron a sequedad, se volvieron a enfriar y nuevamente se llevaron a la mufla a 450°C por 30 min, dejándose enfriar; este paso se repitió hasta obtener cenizas blancas.

Las cenizas blancas se disolvieron con 0.25 ml de HNO_3 , mediante calentamiento. Se enfriaron y se llevaron a un volumen de 50 ml con agua desionizada, quedando una solución de 0.5% V/V.

Plomo adsorbido: Para el análisis del plomo depositado (éste se cuantificó únicamente en lámina foliar y pecíolo) las muestras se lavaron con HNO_3 al 5% V/V, obteniéndose aproximadamente 25 ml de solución. Cada solución se colocó en vasos de precipitados de 250 ml, se adicionó 1 ml de HNO_3 , se evaporó a sequedad, se dejó enfriar y se adicionaron 5 ml de HNO_3 al 5%. Para disolver las cenizas se adicionaron aproximadamente 10 ml de agua desionizada. Se calentó y se dejó enfriar, para posteriormente filtrar, llevándose a un volumen final de 25 ml con agua desionizada.

SUELO

Plomo Disponible: Se tomaron 5 g de cada muestra de suelo, se colocaron en un vaso de precipitados de 250 ml, se les añadió 50 ml de Ac. Acético diluido al 5% V/V, dejándose en reposo por 60 min. Se filtraron con papel Whatman 42. Al filtrado se le adicionó 1 ml de HNO_3 y enseguida se evaporó a sequedad. El residuo oxidado se extrajo con 0.25 ml de HNO_3 y se llevó a un volumen de 50 ml con agua desionizada (Davies, 1971; modificación de la concentración del HNO_3).

Plomo Total: Se pesaron 2 g de suelo, en un vaso de precipitados de 250 ml, se le adicionó 10 ml de HNO_3 , se mezclaron y evaporaron casi a sequedad en una parrilla. Se enfriaron y el procedimiento se repitió con otros 10 ml de HNO_3 . Después, se les adicionó 0.5 ml de HNO_3 y unos 40 ml de agua desionizada, calentándose. Se enfriaron y se filtraron en papel Whatman No. 41. El residuo se lavó con agua desionizada y se aforó a un volumen de 100 ml (Harrison y Duncan, 1977; omitiendo la adición de Ac. Clorhídrico).

ANALISIS QUIMICO

Una vez preparadas las muestras, se procedió a la determinación del contenido de plomo por espectrofotometría de absorción atómica (Perkin Elmer 460).

Se utilizó la técnica sin flama, empleando un horno de grafito HGA Perkin Elmer 2,100, la cual permite determinar metales en cantidades tan bajas como 10^{-12} g (Perkin Elmer, 1977).

Para la calibración del instrumento, se prepararon series de soluciones patrones conteniendo la misma acidez que las muestras, en algunas de ellas, donde fué necesario, se empleó el método de adiciones estándar, que consiste en tomar tres alícuotas de igual volumen que se añadieron a tres estándares de diferentes concentraciones de plomo ya conocidas.

ANALISIS ANATOMICO DE LAS ESTRUCTURAS VEGETALES

Para observar y esquematizar las estructuras (lámina foliar, peciolo, tallo y raíz) de los distintos vegetales se utilizó la técnica de tinción Safranina-Verde rápido* (Sass, 1961; Roman, 1971). Esta técnica dicrómica proporciona una doble coloración en los tejidos; ya que incluye colorantes selectivos para determinadas estructuras. La safranina actúa como un colorante básico, siendo selectivo para las estructuras nucleares, paredes celulares lignificadas y paredes cutinizadas. El verde rápido es un colorante ácido que tinte

* Preparación de los colorantes Safranina y Verde rápido. Safranina: (Safranina "O" 1 g, metilcelosolve 50 ml, alcohol 96% 25 ml, agua destilada 25 ml, acetato de sodio 1 g, y formol comercial 2 ml) se disuelve la safranina en el metilcelosolve, se le agrega el alcohol y el agua, y enseguida el acetato y el formol. Verde rápido: (Sol. "A".-solución saturada de verde rápido en alcohol absoluto; una parte; metilcelosolve en igual cantidad de alcohol absoluto; una parte. Sol. "B".-alcohol absoluto 25 partes, aceite de clavo 75 partes), mezclar ambas soluciones.

estructuras citoplasmáticas y paredes celulósicas (Sandoval, 1985).

Las muestras fueron lavadas bajo el chorro del agua durante 10 minutos. De cada una de las estructuras vegetales (se utilizó material en fresco) se hicieron cortes transversales a mano, utilizando navajas de afeitar, excepto del tallo, cuyos cortes fueron realizados con el microtomo de congelación, debido a su estructura (presencia de gran cantidad de fibras). Los cortes fueron sometidos a tinción con safranina-verde rápido, y por último se hicieron preparaciones permanentes.

La tinción de safranina - verde rápido se efectuó añadiendo safranina "O" al 1%, se dejó reposar durante 3 minutos, se lavó el exceso de colorante con agua destilada, se efectuaron dos cambios de alcohol al 30% (1 minuto en cada cambio), dos cambios de alcohol al 50% (30 segundos en cada cambio), un cambio de alcohol al 70% (1 minuto), un cambio de alcohol al 95% (1 minuto). Cuando el corte se sobretaña, se realizó un cambio rápido de alcohol acidulado (el alcohol acidulado se prepara mezclando una gota de ácido clorhídrico por cada 10 ml de alcohol etílico absoluto). Posteriormente se le agregó verde rápido alcohólico (de 5-30 segundos), se hicieron tres cambios de alcohol etílico absoluto (1 minuto en cada cambio), un cambio de aceite de clavo (2 minutos), tres cambios de xilol (1 minuto en cada cambio), y por último se montó en bálsamo de Canadá.

Una vez obtenidas las preparaciones permanentes, se observaron las estructuras de cada especie vegetal con la ayuda del microscopio óptico. Se realizaron esquemas de los cortes transversales de lámina foliar, peciolo, tallo y raíz de las tres especies estudiadas con el fin de localizar al plomo en los tejidos y, para ello se utilizó un microscopio con cámara lúcida.

ANALISIS FITOQUIMICO

Para determinar la distribución y translocación del plomo a través del vegetal, se utilizó la técnica de tinción con rodizonato de sodio. Esta técnica permite detectar al plomo presente en los diferentes tejidos que conforman al vegetal, ya que el plomo reacciona con el rodizonato de sodio (50 mg en 25 ml de agua desionizada), a un pH de 2.8 obtenido por una solución buffer formada por Ac. tártarico y Bitartrato de sodio (1.5 y 1.9 g , respectivamente en 100 ml de agua desionizada). La presencia de plomo se manifiesta como una mancha de color fucsia, la cual puede variar de tonalidad desde rosa pálida hasta púrpura, según la concentración del plomo. Ello se observa fácilmente a través del microscopio óptico. La concentración de plomo que se puede llegar a detectar, mediante esta técnica, esta por el orden de 10 ppm (Glater y Hernández, 1972).

El procedimiento fué el siguiente; se hicieron en forma manual cortes transversales de raíz, tallo, pecíolo y lámina foliar, empleando una navaja de afeitar de acero inoxidable. Estos cortes se hicieron el mismo día de la colecta de los vegetales y de su análisis por esta técnica. De igual forma, las soluciones que se utilizaron fueron preparadas el mismo día de las observaciones, debido a que se descomponen rapidamente. Cada corte histológico se colocó en 3 ml de solución de rodizonato de sodio, se dejó en reposo durante 30 min bajo condiciones de oscuridad. Posteriormente se le añadieron 5 gotas de solución buffer, dejándose en reposo por otros 10 min. Se colocó el corte en un portaobjetos junto con un cubreobjetos, y se observó al microscopio para evaluar el número de manchas de color púrpura-rosa presentes en cada tejido vegetal.

PROCESAMIENTO DE DATOS

Con los resultados obtenidos de las concentraciones de plomo en aire, agua de lluvia, suelo y estructuras vegetales (Pb adsorbido en hoja y Pb absorbido en lámina foliar, pecíolo, tallo y raíz) se elaboraron tablas, que presentan valores promedio de plomo (media aritmética, media geométrica y mediana), así como las concentraciones máximas y mínimas detectadas.

Con los esquemas de la anatomía de la lámina foliar, pecíolo, tallo y raíz de las tres especies estudiadas, se hicieron figuras que muestran el porcentaje del plomo contenido en cada tejido, utilizando para ello los datos del análisis cualitativo del plomo.

ESTIMACION GRAFICA DEL CONTENIDO NORMAL DE PLOMO en suelo y del adsorbido y absorbido por las hojas:

A los valores de plomo en suelo y del adsorbido y absorbido por las hojas de los tres vegetales estudiados, se les aplicó una prueba estadística, propuesta por Davies (1983). Con ella se puede obtener la concentración normal de plomo (nivel de fondo) en los diferentes casos.

El fundamento del análisis es el siguiente; debido a que los niveles de plomo detectados tanto para suelos como para las hojas presentan un amplio intervalo de variabilidad; para disminuir ésta se transformó cada valor a su equivalente \log_{10} . Considerando de esta forma que tienen una distribución normal (log-normal). Posteriormente se determinó un intervalo de clase adecuado, que fue elegido según $\frac{\log(\text{valor máximo/valor mínimo})}{\text{num de intervalos de clase convenientes}}$ para obtener la distribución de la frecuencia acumulativa para cada grupo de datos.

Luego se graficó en papel de probabilidad, donde el eje x representa de 0.01% a 99% de las frecuencias acumuladas, y el eje y los límites de clase de los valores de plomo. Con ello, se obtiene una curva compleja, la cual tiene dos poblaciones constitutivas

una donde se encuentran los valores más altos de plomo (representados por una curva irregular), y la otra donde están las concentraciones más bajas de plomo (simbolizadas por una línea recta). Esta última representa el porcentaje de la población normal, que mantiene "concentraciones de plomo no contaminantes". Para diferenciar estas dos curvas, se debió identificar el punto de inflexión (% de frecuencia acumulada), donde la porción lineal cambió a una curva compleja. Ahora bien, cada punto de la línea recta fué recalculado como F' , siendo $F' = (100 - F)(100/X)$, donde $F =$ % de frecuencia acumulada y, $X =$ % de frecuencia acumulada, donde la línea cambia a una curva compleja.

Esta nueva línea se graficó, etiquetada como B, de ella se derivaron los parámetros estadísticos media aritmética y desviación estandar. Su significado, es el resultado de que el valor medio del logaritmo de plomo corresponde al 50% de la frecuencia acumulada y el antilog es la media geométrica (XM) de los datos aritméticos. Para una población que se distribuye normalmente el 68.27% cae dentro del intervalo ± 1 de la desviación estándar, por lo tanto la mitad del 32% en los dos extremos de la curva proporciona la desviación estándar (16 percentil - 84 percentil), y el antilog de la desviación estándar es la desviación geométrica (SM). Finalmente la probabilidad de encontrar la concentración de plomo más alta, perteneciente a una población no contaminada (el umbral), se deriva de la experiencia estadística de que unicamente el 0.14% de la población es factible de caer en el intervalo dado por $XM(SM)^3$.

**CORRELACION ENTRE EL PLOMO presente en la atmósfera
y el adsorbido y absorbido por las hojas.**

Para determinar el papel que juega el plomo de la atmósfera en contaminar a las hojas, y, considerando que sea la principal vía de entrada a la vegetación; se efectuó una prueba de correlación entre las concentraciones de plomo detectadas en las aeropartículas (X) y los niveles de plomo adsorbidos y absorbidos por las hojas (Y). El nivel de significancia utilizado fué del 95%.

RESULTADOS

Los resultados de esta investigación incluyen, tanto el análisis cuantitativo del plomo presente en el aire, lluvia, vegetales y suelo, así como el estudio cualitativo de este metal en los tejidos vegetales, y, se describirán a continuación.

ANÁLISIS CUANTITATIVO DEL PLOMO

Los datos del análisis cuantitativo del plomo, están resumidos en la tabla I, en donde se presentan las concentraciones de plomo en aire, lluvia, suelo y vegetales (estructura aérea y raíz), éstas se encuentran representadas por la media aritmética (\bar{X}), mediana (m) y media geométrica (\bar{X}_g). Se nota que la media aritmética y la mediana no están cercanas, señalando que no existe una distribución normal, en cambio la mediana y la media geométrica si están cercanas, por lo que se consideró a la media geométrica, para la realización de comparaciones disminuyendo con ello el intervalo de variabilidad entre los datos obtenidos.

AIRE. En la tabla II, se muestran las concentraciones mínima, máxima y promedio del plomo asociado a partículas que miden de 0.4 a 11 μm , observándose que el 69% del plomo se encuentra en las partículas más pequeñas (0.4 - 2.1 μm); en éstas se detectan los valores máximos de plomo reportados en el aire para este estudio. La concentración máxima de plomo que se encontró fue de 1.52 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en partículas que miden de 0.4 a 0.7 μm . Las concentraciones más bajas de plomo ($< 0.001 \mu\text{g}/\text{m}^3$) registradas, se encontraron asociadas a las partículas más grandes (2.1 a 11 μm), éstas a su vez contienen el 31% del plomo total.

Las concentraciones de plomo en la atmósfera del área de estudio durante los meses de julio a enero están contenidas en la figura 2, manifestándose de manera general que no existe una variación estacional marcada, ya que concentraciones altas de plomo se presentaron tanto en los meses lluviosos como en los secos. Las concentraciones más altas de plomo ($1.52 \mu\text{g}/\text{m}^3$) se detectaron en el mes de noviembre (mes que pertenece a la época de secas), y las concentraciones más bajas ($< 0.001 \mu\text{g}/\text{m}^3$) se registraron en el mes de septiembre que corresponde a la época de lluvias.

Efectuando un análisis más detallado de la variación estacional en el contenido de plomo en los diferentes tamaños de partículas estudiadas se observa:

FRACCION RESPIRABLE

Etapas 7. Estas partículas contienen plomo en concentraciones que van desde 0.15 a $1.52 \mu\text{g}/\text{m}^3$, dentro de este intervalo, el 62% de ellas portan concentraciones de plomo desde 0.4 hasta $1.52 \mu\text{g}/\text{m}^3$, valores que se registran tanto en los meses lluviosos como en los secos. Ahora bien, los dos valores más altos de plomo siendo de 1.2 y $1.52 \mu\text{g}/\text{m}^3$ se registraron en el mes de noviembre y la concentración más baja de $0.15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ se manifestó en julio.

Etapas 6 y 5. Se consideraron dos tamaños de partículas (de 0.7 a 1.1 , y de 1.1 a $2.1 \mu\text{m}$), debido a que su acumulación de plomo a lo largo de los meses fué muy similar.

La concentración de plomo en estas partículas varió de 0.05 a $0.80 \mu\text{g}/\text{m}^3$. El 59% de ellas presentaron a lo largo de los meses, niveles de plomo desde 0.20 hasta $0.80 \mu\text{g}/\text{m}^3$; el 41% restante presentó concentraciones que oscilan de 0.05 a $0.18 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La concentración promedio mensual más alta y más baja

se detectó en septiembre y octubre, respectivamente. El mes de noviembre registró una concentración alta de plomo ($0.68 \mu\text{g}/\text{m}^3$) pero su concentración promedio mensual fué más baja que la de septiembre.

Etapas 1 y 4. Estas partículas se encuentran en la última etapa que corresponde a la fracción respirable. Portan cantidades de plomo desde <0.001 hasta $0.48 \mu\text{g}/\text{m}^3$, de ellas el 57% lleva plomo en proporciones que van de 0.1 a $0.48 \mu\text{g}/\text{m}^3$, el particulado restante lleva plomo en concentraciones: <0.001 , 0.04 , 0.06 y $0.08 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Las concentraciones mayores y menores detectadas se presentan en septiembre, aunque las concentraciones promedio mensuales más altas y más bajas se registran en septiembre y octubre, respectivamente.

FRACCION NO RESPIRABLE

Etapas 3 y 2. Se considera a dos tamaños de partícula de 3.3 a $4.7 \mu\text{m}$ y, de 4.7 a $7 \mu\text{m}$, representando la fracción de partículas no respirables de menor tamaño. Estas, llevan el plomo en cantidades de <0.001 a $0.32 \mu\text{g}/\text{m}^3$, el 86% portan el plomo en niveles menores a $0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Considerando únicamente a las partículas que miden de 4.7 a $7 \mu\text{m}$, el 95% de ellas llevan concentraciones de plomo menores a $0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Las partículas que miden de 3.3 a $4.7 \mu\text{m}$, presentaron la proporción más alta de plomo en agosto y la más baja en octubre; y de las que miden de 4.7 a $7.0 \mu\text{m}$, únicamente registraron un valor alto de plomo en octubre (siendo de $0.32 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oscilando sus niveles de plomo a lo largo de todos los meses estudiados entre 0.04 y $0.24 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Etapa 1. Estas partículas representan la última etapa de la fracción no respirable, presentando un contenido de plomo que va de 0.04 a 0.84 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. La mayor proporción de éstas partículas (76%), llevan plomo en concentraciones que varían desde 0.04 a 0.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. La concentración promedio mensual más alta se registra en agosto y septiembre, y, la concentración promedio mensual más baja en enero. Estas partículas manifiestan dos niveles altos de plomo, de 0.80 y 0.84 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, en septiembre y octubre respectivamente; y dos concentraciones bajas de 0.04 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en julio y octubre.

LLUVIA. El volumen acumulado de lluvia semanal y su contenido de plomo durante los meses de julio a septiembre, se puede observar en la figura 3, presentándose que a mayor volumen de lluvia su contenido de plomo se incrementa. De los tres meses estudiados agosto fué el mes que presentó mayor concentración de plomo.

VEGETALES Y SUELO.

Liquidambar styraciflua

Plomo adsorbido por la hoja. El plomo adsorbido por la hoja presentó una gran variación, registrándose concentraciones que van desde 0.051 hasta 7.82 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$. El pecíolo adsorbió la mayor cantidad de plomo ($\bar{X}_g = 1.30 \mu\text{g}/\text{cm}^2$), representando el 63.5% del total adsorbido por la hoja, y, a diferencia del pecíolo, la lámina foliar solo adsorbió un 36.5% ($\bar{X}_g = 0.751 \mu\text{g}/\text{cm}^2$) (Tabla III).

En cuanto a la variación estacional que se registró durante los meses de julio a enero, del plomo adsorbido en la

lámina foliar durante los meses de octubre, noviembre y diciembre y, en el pecíolo en septiembre, octubre, noviembre y diciembre; se observo que la hoja mantuvo concentraciones altas de plomo al final de la época de lluvias y al inicio de los meses correspondientes a la época de secas, disminuyendo considerablemente estos niveles en los meses que tienen mayor precipitación pluvial. En la figura 4, también se observa que las variaciones de plomo en la atmósfera no están relacionadas con aquellas presentes en la hoja.

Plomo absorbido en el vegetal. En la tabla IV están contenidos los valores del plomo absorbido en Liquidambar styraciflua, los cuales están dentro de un amplio intervalo (0.01 hasta 24.5 ppm), presentándose el valor más alto en la lámina foliar y el menor en el tallo. La concentración promedio más alta se registró en el pecíolo ($\bar{X}_g = 6.12$ ppm) y la más baja en el tallo ($\bar{X}_g = 0.225$ ppm).

La distribución del plomo absorbido por liquidambar se presentó de la manera siguiente; el pecíolo absorbió un 47%, la lámina foliar un 37.7%, la raíz un 14% y el tallo solamente 1.7% (Fig. 5, Tabla IV).

Considerando la variación estacional del plomo absorbido en la lámina foliar, pecíolo, tallo y raíz de liquidambar (Fig. 6), ésta únicamente se estudió para lámina foliar y pecíolo, ya que sólo para estas estructuras se cuenta con datos tanto de la época de secas como de la de lluvias. El tallo y la raíz sólo se pudieron analizar durante los meses de marzo, abril y mayo debido a dificultades en el muestreo.

Tanto la lámina foliar ($\bar{X}_g = 11.33$ ppm) como el pecíolo ($\bar{X}_g = 7.55$ ppm) presentaron las concentraciones promedio de plo-

no más altas y más bajas en octubre y enero respectivamente.

Por otro lado se puede mencionar, que el tallo presentó niveles muy bajos de plomo (0.01 ppm) en abril, y, la raíz mantuvo concentraciones casi constantes durante los tres meses de estudio. Ambas estructuras presentaron niveles bajos de plomo en comparación con los detectados para la hoja.

Suelo. La cantidad de plomo total presente en el sitio donde se colectó a Liquidambar styraciflua, varió desde 10.6 hasta 59.1 ppm, y para plomo disponible de 0.04 hasta 3.16 ppm (Tabla V). El plomo disponible representó solo un 2% del plomo total.

Las características físicas y químicas que presenta el suelo, permiten clasificarlo como suelo migajón arenoso, con un pH alcalino (7.7), capacidad de intercambio catiónica alta (59.43 me/100 g), contenido de materia orgánica alta (3.62 %) y con un nivel de fósforo considerado como extremadamente alto (81.2 ppm).

Con respecto al contenido de plomo total y disponible en el suelo sólo el segundo muestra una variación estacional marcada (Fig. 7). La concentración promedio mensual del plomo total más alta, se presentó en enero ($\bar{X}_g = 51.4$ ppm) y la más baja en septiembre ($\bar{X}_g = 14.58$ ppm); para el plomo disponible, la concentración promedio mensual más alta se presentó en noviembre ($\bar{X}_g = 1.07$ ppm) y la más baja en septiembre ($\bar{X}_g = 0.05$ ppm).

Ricinus communis

Plomo adsorbido en hoja. El plomo adsorbido en la hoja del ricino se detectó en concentraciones que van desde 0.002 hasta 0.247 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$. Las concentraciones más altas se registraron en

el peciolo ($\bar{X}_g = 0.041 \mu\text{g}/\text{cm}^2$), adsorbiendo al plomo en un porcentaje del 76% con respecto a la lámina foliar ($\bar{X}_g = 0.013 \mu\text{g}/\text{cm}^2$).

Al igual que en Liquidambar styraciflua, la hoja del ricino no manifiesta una variación estacional marcada en su contenido de plomo adsorbido (Fig. 4). Pero se puede mencionar en que meses se registraron las concentraciones promedio mínimas y máximas. Para las láminas foliares los niveles más altos de plomo se registraron en noviembre y enero, y, para el peciolo en septiembre, octubre y noviembre. Sus valores más bajos tanto para la lámina foliar como para el peciolo se presentaron en julio y agosto.

Plomo absorbido en el vegetal. En Ricinus communis se detectaron niveles de plomo desde <0.02 hasta 9.80 ppm; el valor más alto se detectó en el peciolo y el más bajo tanto en lámina foliar como en peciolo. La concentración promedio más alta se detectó en la raíz ($\bar{X}_g = 1.59$ ppm) y la más baja en el peciolo ($\bar{X}_g = 0.33$ ppm) (Tabla IV).

La distribución del contenido de plomo en las estructuras de ricino fué de la manera siguiente; un 46% en la raíz, 27.5% en lámina foliar, 17% en el tallo y 9.5% en el peciolo.

Al igual que en liquidambar la variación estacional del contenido de plomo en las estructuras de ricinus solo se estudió en lámina foliar y peciolo (Fig. 6). En la lámina foliar se manifestó una variación estacional marcada, ya que su concentración de plomo promedio mensual más alta se detectó en julio ($\bar{X}_g = 2.79$ ppm), mes que pertenece a la época de lluvias y la más baja en noviembre ($\bar{X}_g = 0.65$ ppm), el cuál pertenece a la época de secas.

En el pecíolo, el contenido de plomo no presenta una variación estacional marcada, pues los niveles bajos se presentan tanto en el mes de septiembre ($\bar{X}_g = 0.39$ ppm) como en enero ($\bar{X}_g = 0.45$ ppm), y, los más altos solo en noviembre ($\bar{X}_g = 0.66$ ppm).

La raíz absorbió mayor cantidad de plomo a comparación del tallo en los meses de marzo, abril y mayo, durante este período las concentraciones en raíz variaron en forma notoria a diferencia del tallo que mantuvo sus niveles de plomo con poca variación.

Suelo. Los niveles tanto de plomo total como de disponible que se encontraron en el lugar donde habita Ricinus communis, fueron para el primero de 2.3 a 228 ppm; y para plomo disponible desde 0.02 hasta 30.1 ppm (Tabla V). La cantidad de plomo disponible, fué una vez más de solo el 2% del plomo total.

El suelo donde se encontró al ricino presentó las características físicas y químicas siguientes: suelo de tipo migajón arenoso, con un pH alcalino (7.5), un contenido de materia orgánica considerado como de valor medio (1.5 %), con una capacidad de intercambio catiónica alta (51.4 me/100 g) y con una concentración de fósforo de 39.2 ppm (considerada rica).

La cantidad de plomo total y disponible en el suelo de ricino muestra variabilidad a través del tiempo, indicando una variación estacional (Fig. 7). La concentración promedio mensual más alta de plomo total se presentó en julio ($\bar{X}_g = 131$ ppm) y la más baja en enero ($\bar{X}_g = 26.29$ ppm); y para plomo disponible su concentración más alta se registró en septiembre ($\bar{X}_g = 5.12$ ppm) y, la más baja también en enero ($\bar{X}_g = 0.53$ ppm).

Pinus radiata

Plomo adsorbido en las acículas. La cantidad de plomo adsorbido en las acículas de Pinus radiata, varió de 1.35 hasta 13.35 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ y su concentración media fué de 5.51 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$.

Las acículas del pinus presentan una relación directa entre el plomo presente en la atmósfera y el plomo adsorbido (Fig. 4, Tabla VII). Las concentraciones promedio mensuales más altas de plomo en la atmósfera se presentaron en los meses de agosto, septiembre, noviembre y enero, abarcando parte de la época de lluvias y parte de la de secas, de la misma manera esta especie tuvo sus niveles más altos de plomo en las acículas durante los mismos meses. Sin embargo, es ligera la variación del contenido de plomo depositado en las acículas a través de los meses estudiados. Sus concentraciones promedio mensuales más altas se registraron en noviembre y enero y las más bajas en julio.

Plomo absorbido en el vegetal. El contenido de plomo que se registró en las acículas, tallo y raíz de Pinus radiata (Tabla IV), varió de 0.01 a 7.46 ppm, el valor más alto se detectó en las acículas y el más bajo en el tallo. La concentración promedio más alta y más baja, también se presentaron en acículas ($\bar{X}_g = 2.080$ ppm) y tallo ($\bar{X}_g = 0.059$ ppm) respectivamente.

La distribución del plomo en P. radiata (Fig. 5, Tabla IV) se mantuvo en un 60% en las acículas, en un 38% en la raíz y en un 2 % en el tallo.

El contenido de plomo en las acículas de Pinus radiata no demuestra una variación estacional marcada (Fig. 6).

Las concentraciones promedio mensuales más altas se presentaron en septiembre ($\bar{X}_g = 3.05$ ppm) y octubre ($\bar{X}_g = 3.3$ ppm)

y la más baja en julio ($\bar{X}_g = 1.6$ ppm).

En los meses estudiados la raíz absorbió gran cantidad de plomo ($\bar{X}_g = 1.339$ ppm).

Suelo. En la tabla V se presentan los valores de plomo en el suelo, observándose que las concentraciones de plomo total variaron de 14.7 hasta 194 ppm y las de plomo disponible desde 0.21 hasta 13.4 ppm. El porcentaje de plomo disponible con respecto al total fué del 3 %.

El suelo donde se encuentra Pinus radiata es de tipo migajón arenoso, con un pH alcalino (7.7), con un contenido de materia orgánica de valor medio (1.4 %), su capacidad de intercambio catiónica se considera alta (47 me/100 g) y su contenido de fósforo con un valor medio (12.6 ppm).

La cantidad de plomo total y disponible sufre variaciones a lo largo del período de estudio, manifestándose en forma notoria en el contenido de plomo disponible. Así, este suelo presentó sus concentraciones promedio mensuales más altas en el mes de septiembre ($\bar{X}_g = 149$ ppm de plomo total; $\bar{X}_g = 10.15$ ppm de plomo disponible) y más bajas en enero ($\bar{X}_g = 54.59$ ppm de plomo total; $\bar{X}_g = 0.59$ ppm de plomo disponible) (Fig. 7).

ANÁLISIS CUALITATIVO DEL PLOMO

PRESENCIA DEL PLOMO EN LOS TEJIDOS DE LOS VEGETALES EN ESTUDIO

La distribución cualitativa (%) del plomo en los tejidos que conforman a la lámina foliar, pecíolo, tallo y raíz de las tres especies estudiadas, se encuentra esquematizada en las figuras 8 a 18. En la figura 19, se puede observar la ubicación del plomo en el tejido del xilema de la lámina foliar del liquidambar.

Liquidambar styraciflua.

Lámina foliar. En la figura 8, se observa el corte transversal de la lámina foliar de Liquidambar styraciflua, junto con la distribución porcentual del plomo tanto en la zona media de la vena principal como en el mesófilo. El plomo detectado en la zona media de la vena principal, se encuentra concentrado principalmente en la epidermis adaxial y en el parénquima (35 %) y en baja proporción en el xilema y en el floema (tejidos en donde se mantiene en la misma proporción); el contenido de plomo aumenta muy ligeramente en la epidermis y en el parénquima de la zona abaxial. En cuanto al mesófilo, el plomo se distribuye en forma casi homogénea tanto en el parénquima empalizada como en el parénquima esponjoso.

Pecfelo. El tejido parenquimatoso presenta el mayor porcentaje del plomo (44 %) respecto a los demás tejidos; la epidermis y el floema (tubos cribosos y células de parénquima) presentan el mismo porcentaje de plomo (19 %), mientras que las fibras del floema y el tejido del xilema presentan la proporción menor, 8 y 10 % respectivamente (Fig. 9).

Tallo. En la figura 10, puede observarse la distribución del plomo dentro de los tejidos que conforman al tallo. El metal se encuentra concentrado en mayor proporción en la peridermis (47 %) también se le detecta en un porcentaje considerable dentro del xilema (25 %), y en el córtex y floema se le registra en la misma proporción (14 %). En el caso de las ramas jóvenes, el plomo se presentó en un 44 % en el córtex, 28 % en la peridermis, 15 % en el floema y 13 % en el xilema.

Raíz. Esta estructura contiene al plomo principalmente en la peridermis (47 %), los tejidos del floema y del xilema concentran a este metal aproximadamente en un 15 % (Fig. 11).

Ricinus communis

Lámina foliar. El plomo contenido en la zona media de la vena principal de la lámina foliar se detectó principalmente en el parénquima y en la epidermis de la zona adaxial, distribuyéndose casi en forma homogénea en los demás tejidos. Las fibras floemáticas y el parénquima medular presentaron la menor proporción del plomo. En cuanto al mesófilo de la lámina foliar, éste concentra al plomo primordialmente en el parénquima esponjoso (en un 42 %), presentándose la menor proporción en la epidermis abaxial (5 %) (Fig. 12).

Pecíolo. Se presentó sólo una ligera variación del plomo dentro del pecíolo, detectándose la mayor proporción en la epidermis (Fig. 13).

Tallo. La mayor proporción del plomo se presentó en la peridermis (42 %), (Fig. 14).

Raíz. La distribución del plomo dentro de la raíz es la siguiente; se concentra en un 45 % en la peridermis, en un 22 % en el córtex y xilema y en un 11 % en el floema (Fig. 15).

Pinus radiata

Acícula. La epidermis contuvo la mayor proporción de plomo (41 %), el parénquima plegado lo presentó en un 17 %, el parénquima medular, así como como el xilema lo contuvieron en un 12 % y las esclereidas, parénquima en empalizada y el floema lo presentaron en un 16 % (Fig. 16).

Tallo. Del total del plomo presente en los tejidos que conforman al tallo, sorprendentemente el 50 % de este metal se concentró

en el xilema (Fig. 17). A diferencia de las ramas jóvenes cuyo contenido de plomo en los tejidos se manifestó en mayor proporción en el córtex (38 %) y peridermis (31 %); el xilema presentó un porcentaje de plomo del 23 %, y el floema contuvo la proporción menor (8 %).

Rafz. En la figura 18 se encuentra el plomo distribuido en la raíz; éste presenta su mayor proporción en el córtex (36 %); la peridermis y el xilema contienen un 27 %, y el floema presentó la menor proporción del plomo (10 %).

ANALISIS ESTADISTICO

NIVEL DE FONDO.

Las concentraciones de fondo de plomo en suelo y estructuras aéreas de Liquidambar styraciflua, Ricinus communis y Pinus radiata obtenidas mediante el análisis estadístico de Davies (1983), se encuentran registradas en la tabla VI. Este análisis no se realizó en aire, lluvia y en las estructuras vegetales del tallo y raíz debido a un número insuficiente de datos. En cuanto a los niveles de plomo total y disponible presentes en el suelo, el porcentaje de muestras que rebasan la concentración de fondo fué muy similar, 88 y 86 % respectivamente.

Considerando al plomo contenido en las estructuras aéreas de los vegetales estudiados, a excepción de las acúculas de Pinus radiata, no se detectaron concentraciones de fondo de plomo, ya que todas las muestras de lámina foliar y pecíolo de Liquidambar styraciflua y Ricinus communis resultaron estar contaminadas.

El porcentaje de muestras contaminadas por plomo adsorbido en pecíolo y lámina foliar de liquidambar y ricino y en las acúculas del P. radiata fué muy diferente, las láminas foliares de liqui-

dambar presentaron el nivel más bajo de contaminación y las de ricino el más alto.

CORRELACION. En la tabla VII pueden observarse los resultados de la correlación efectuada entre los datos de plomo en la atmósfera y los del plomo depositado y absorbido en la hoja de los tres vegetales. Los valores de la prueba de r señalan que no existe diferencia significativa entre los valores, a excepción del plomo adsorbido en las acículas de P. radiata y del plomo atmosférico, donde existe una correlación positiva con una probabilidad de error en la decisión <0.05 .

DISCUSION

AIRE Y LLUVIA

La presencia de sustancias en el ambiente, cuya fuente puede ser el material de desecho de uso doméstico cotidiano, como el de las emisiones provenientes tanto de automotores como de las industrias, es la segunda causa de mortandad en las grandes ciudades (Weihe, 1986).

En la Ciudad de México, el incremento continuo de tamaño y densidad de su población, ha creado problemas, principalmente en lo que respecta a la contaminación atmosférica, sobretodo porque las condiciones geográficas y topográficas no permiten que el aire contaminado sea reemplazado regularmente. Se sabe que en las grandes metropolis como el Distrito Federal, la fuente primaria de plomo a la atmósfera son los automóviles (Heichel y Hankin, 1972; Smith, 1976; Corrin y Natusch, 1980; Khandekar et al., 1980; Chamberlain, 1983). La Ciudad Universitaria es una zona urbana representativa del comportamiento del plomo en el ambiente, debido a que existe una gran influencia de automoviles desde las 7 a.m. hasta las 10 p.m. (Sigler et al., 1982). Al cuantificar el plomo en ésta área, se encontró que este metal esta distribuido en el aire, agua, suelo y vegetación formando un patrón complejo.

Los altos niveles tanto de plomo como de hidrocarburos en la atmósfera de la Ciudad de México, se deben principalmente a la altitud (2,240 m.s.n.m.), topografía, gran número de vehículos, velocidad promedio de la circulación de los automóviles en horas críticas (4 km/h) y al mal estado de los vehículos (Bravo, 1987).

En lo que respecta al número de vehículos que transitaban por la Ciudad de México, en el año de 1982, eran alrededor de 2.5 millones de automotores que consumían diariamente 17 millones de litros de hidrocarburos de los cuáles aproximadamente el 79% correspondía a la gasolina "nova", cuyo contenido de tetraetilo de plomo (TEPb) era de 2.19 ml/Gal, generando alrededor de 32 Ton/día de plomo a la atmósfera (PENEX, 1986). En 1983, año en el que se llevó a cabo este estudio, se redujo el contenido de TEPb en la gasolina "nova" de 2.19 a 2.0 ml/Gal, lo cual trajo como consecuencia una ligera reducción en el contenido de plomo en la atmósfera, debido a que disminuyeron las emisiones de plomo provenientes de la combustión de la gasolina "nova" de 18.10 a 17.23 Ton/día. De acuerdo a este aspecto, la concentración promedio de plomo detectada en la atmósfera durante los meses de julio-1983 a enero-1984 en la zona de la Ciudad Universitaria fué de $2.16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (media aritmética). Cuando se compara este valor con los registros de plomo en la atmósfera de la Ciudad de México correspondientes a los años de 1970 y 1981, siendo de $5.11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $1.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente (Bravo, 1987); se observa para el primer caso una reducción bastante significativa del nivel del plomo atmosférico en 1983, y en el segundo éste es ligeramente más alto.

Bravo y Torres (1983), reportan para los años de 1981 y 1982 en los meses de agosto, septiembre y octubre, que el contenido de plomo en las partículas de la fracción respirable (FR) en la zona de Tacubaya, era de $0.42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 1981, y de $0.94 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 1982. En este estudio para esos mismos meses, se encontró que el nivel de plomo asociado a las aeropartículas $< 3.3 \mu\text{m}$ fué de $1.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, valor que sobrepasa en 2 y

y 3 veces al detectado para los años antes mencionados.

Al comparar el nivel de plomo de $1.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (media geométrica) con aquellos registros urbanos de plomo atmosférico en diversas partes del mundo, tenemos que esta concentración es característica de las ciudades grandes, donde los niveles de contaminación por plomo pueden considerarse altos. Así pues, las concentraciones de plomo en la atmósfera en la mayoría de las ciudades de los USA, es de 1 a $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Burnham et al., 1969), entre éstas, Los Angeles ha registrado los niveles de plomo atmosférico más altos siendo hasta de $11.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para el año de 1970 (Horiuchi, 1970), las ciudades europeas mantienen sus niveles de plomo atmosférico desde 0.4 hasta $7.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Blokker, 1972); Frankfurt (RFA) es de las capitales europeas que tienen los niveles de plomo más bajos en la atmósfera siendo de $0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Rohbock et al., 1980).

Al analizar el contenido de plomo asociado a las aero partículas, se encontró que las más pequeñas (menores de $3.3 \mu\text{m}$) son las que presentan los niveles más altos de plomo (conteniendo un 77% del plomo total), entre ellas las partículas más pequeñas (menores de $0.7 \mu\text{m}$) manifiestan entre 0.80 y $1.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en éstas el porcentaje del plomo total es de un 31%. Ello concuerda con otros investigadores, que también han registrado que el porcentaje mayor del plomo se encuentra asociado a las partículas más pequeñas en zonas urbanas, por ejemplo, entre otros Ewing y Pearson (1974) encontraron que el 95% del plomo estaba en partículas menores de $0.5 \mu\text{m}$; Mueller et al. (1963) detectaron que el 68% del plomo se encontraba en partículas $< 0.3 \mu\text{m}$, Ter Haar et al. (1972) registraron el 35% del plomo en partículas $\leq 0.5 \mu\text{m}$.

El hecho de que altos niveles de plomo se encuentren asociados a partículas menores de $3.0 \mu\text{m}$, significa que pueden llegar a ser inhaladas por el hombre y animales, depositándose en el tracto respiratorio inferior (U.S. Dept. of Health, 1969). Beck et al. (1973) manifestaron que al ser inhaladas pequeñas partículas que contienen plomo, éstas se encuentran en contacto con los fagocitos y, por consiguiente los mecanismos de defensa del pulmón resultan afectados.

Al estudiar los niveles de plomo detectados en las partículas de la atmósfera tanto en la época de lluvias (julio-septiembre) como en la de secas (octubre-enero), se observa que la precipitación pluvial tuvo un papel importante en la remoción del plomo atmosférico, pues las concentraciones semanales más bajas se detectaron en los meses que pertenecen a esta época; este hecho concuerda con las investigaciones al respecto que denotan que el plomo que se encuentra en forma de aerosol permanece suspendido en la atmósfera hasta que es removido por turbulencia, viento ó precipitación pluvial; jugando esta última un papel muy importante en la época de lluvias, donde se calcula que el tiempo medio de residencia del plomo en forma de aerosol en la atmósfera es de 7-30 días (Elsenreich et al., 1986). Hay que hacer notar que cuando se obtiene la concentración promedio trimestral (media aritmética) del plomo asociado a las aeropartículas en los meses de julio, agosto y septiembre, y, en octubre, noviembre y diciembre, ésta es más alta en los meses secos, debido a que las concentraciones más altas de plomo atmosférico registradas en el período de lluvias, siendo de $3.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (tercera semana de agosto) y $3.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (primera semana de septiembre), interfieren en el balance total trimestral, además de que no se obtu-

vieron valores diarios sino una vez por semana, y, los registros de diciembre y enero estan incompletos. El hecho de que altos niveles de plomo se hayan detectado en la época de lluvias, pudo haberse debido a la falta de precipitación pluvial, pues los registros de lluvia de la tercera semana de agosto muestran que la precipitación pluvial fué escasa y en la primera semana de septiembre únicamente se presentó lluvia dos días; es importante recalcar que el nivel más bajo de plomo detectado en la atmósfera se registró en julio, mes que tuvo la mayor precipitación pluvial.

En cuanto al análisis del contenido de plomo en la lluvia se observa una correlación positiva ($p \geq 0.05$) entre el volumen de lluvia colectada y su contenido de plomo, señalando que la precipitación húmeda es bastante eficiente en remover al plomo suspendido en la atmósfera, este hecho ha sido comprobado por Rühling y Taylor (1968; 1973), Harrison et al. (1975), y, Tate y Bates (1984). Por otro lado Lazrus et al. (1970) explican la razón por la cuál el plomo se puede encontrar en grandes cantidades en la precipitación húmeda, mencionando que el plomo emitido por los escapes de los automóviles en la forma de sales de haluro o como sulfato de plomo, permanecen en forma soluble en la atmósfera, siendo captados facilmente por la lluvia, y, aunque también el plomo pueda ser emitido en forma insoluble como dióxido de plomo, ésta a su vez puede reaccionar con el dióxido de azufre atmosférico produciendo sulfato de plomo soluble. También menciona que la lluvia ácida o ligeramente ácida capta y retiene facilmente al plomo de la atmósfera.

Entre los reportes que se tienen del contenido promedio de plomo en la lluvia, Barrie et al. (1987), menciona que

las áreas lejanas a zonas de actividad antropogénica mantienen niveles que varían de < 0.04 hasta $2.39 \mu\text{g/L}$. La concentración promedio de plomo detectado en la lluvia en este estudio fué de $24.1 \mu\text{g/L}$, este valor puede considerarse alto a comparación de las concentraciones antes mencionadas, pero es bajo, si se toman en cuenta los registros efectuados tanto para la Ciudad de México, como para los países de USA y Europa; así, Báez et al. (1986) detectaron que el plomo en la lluvia del Distrito Federal durante los meses de junio-septiembre de 1982 manifestó una concentración promedio de $137 \mu\text{g/L}$ en el Zócalo, $123 \mu\text{g/L}$ en Coyoacán y $96.4 \mu\text{g/L}$ en la zona sub-urbana de Xochimilco.

Las ciudades europeas mantienen un nivel promedio de plomo en la lluvia de $49 \mu\text{g/L}$ (Jeffries y Snyder, 1981) y, USA de $34 \mu\text{g/L}$ (Lazrus et al., 1970).

La legislación actual en México en lo que respecta a calidad de aire, señala que el plomo debe presentarse en una concentración de $1.5 \mu\text{g/m}^3$ (media aritmética de tres meses), valor que concuerda con el señalado con la legislación de Estados Unidos de América (Bravo, 1987). Comparando esta concentración con la detectada en este trabajo, se observa que la concentración promedio de plomo atmosférico encontrada durante los meses de julio, agosto y septiembre fué de $2.16 \mu\text{g/m}^3$ con un intervalo de $0.5 - 3.6 \mu\text{g/m}^3$, en octubre, noviembre y diciembre de $1.8 \mu\text{g/m}^3$ (con un intervalo de $0.7 - 3.6 \mu\text{g/m}^3$), y en el mes de enero de $1.8 \mu\text{g/m}^3$, niveles que rebasan casi al doble el límite establecido.

SUELO

El suelo aludado a vías de circulación de zonas urbanas, presenta generalmente altos niveles de plomo (existen registros que van de 150 a 1,500 mg de Pb/g de suelo). Los aerosoles que llevan consigo plomo y que son emitidos a través del escape de los automóviles, son la fuente predominante del plomo en el suelo, el cuál llega ahí principalmente por sedimentación o precipitación pluvial. La presencia de árboles en las zonas de tránsito vehicular también contribuyen con el metal, a través de la incorporación de la hojarasca, que contiene plomo impactado en hojas, acículas, ramas y corteza (Heichel y Hankin, 1972; Davies y Houghton, 1984).

La estancia del plomo en el suelo es indefinida, debido a que es difícil de remover, únicamente una pequeña cantidad puede ser liberada por acción del viento y de la lluvia es por ello que el suelo es uno de los principales depósitos de este contaminante (Chamberlain, 1983).

Las condiciones físicas y químicas del suelo, como pH contenido de materia orgánica (M.O.), capacidad de intercambio catiónico (C.I.C.) y nivel de fósforo entre otros, son factores esenciales que indican la posible solubilidad del plomo y por consiguiente su disponibilidad a la biota del suelo. Esto se debe a que el plomo puede reaccionar químicamente con los aniones del suelo como SO_4 , PO_4 , CO_3 o con algún complejo orgánico ó arcilloso (Santillan-Madrano y Jurinak, 1975).

El suelo estudiado fué de tipo migajón arenoso, presentó un pH ligeramente alcalino (7.5 - 7.7), el contenido de M.O. tuvo valores medios (1.4 - 1.5 %) y altos (3.6 %), la

C.I.C. fué alta (47 - 59 me/100 g), y la concentración de fósforo se manifestó en valores considerados como medios (12.6 ppm) hasta extremadamente altos (81.2 ppm).

La evaluación tanto de los niveles como de la acción conjunta de éstos parámetros, nos indica una clara inmovilización del plomo en el suelo, lo cual se debe a que:

- Solo a un pH ácido el plomo presenta solubilidad, debido a que el ion H^+ , se adhiere en forma competitiva a los sitios disponibles de las sales de plomo, liberando al plomo (Zimdahl, 1974).
- El plomo fácilmente forma complejos químicamente estables con la materia orgánica, inmovilizando al plomo (Santillan-Medrano y Jurinak, 1975).
- Los materiales de intercambio catiónico (específicamente los óxidos metálicos) adsorben selectivamente al plomo formando enlaces de coordinación vía átomos metálicos superficiales- átomos de O_2 ó grupos OH, principalmente a un pH mayor de 6.0, donde se llevan a cabo los mecanismos de ionización de los grupos OH y COOH (Abd-Elfath y Wada, 1981).
- El fósforo tiene la propiedad de atrapar al plomo, precipitándolo en la forma de piromorfite de plomo, fosfato e hidróxido de plomo; y, el hidróxido de plomo a su vez a un pH alcalino forma complejos con el fósforo como ortofosfato de plomo, hidroxipiromorfite de plomo y tetraplumbito de fosfato (Santillan-Medrano y Jurinak, 1975; Miller *et al.*, 1983).

Así pues, debido a los niveles de los parámetros antes mencionados, era de esperarse que la concentración del plomo dig

ponible con respecto al plomo total fuera menor; el porcentaje del plomo disponible ($\bar{X}_g = 1.08$ ppm) fué del 4%. Aunque el plomo disponible se encuentre en cantidades muy bajas como es el caso, supresencia en el suelo de manera constante puede implicar posibles daños a la biota, y, si el nivel de este metal llegara a ser alto, podría interferir en la actividad enzimática del suelo, llevada a cabo por microorganismos, alterando con ello la descomposición de la materia orgánica e inhibiendo el ciclo de los nutrimentos (Page y Ganga, 1970; Smith, 1972; Röhling y Tyler, 1973).

Analizando de manera individual y comparativa, el contenido de plomo disponible en el suelo de los diferentes sitios de muestreo de los tres vegetales estudiados, se observa que el suelo donde se desarrolló Liquidambar styraciflua presentó la concentración más baja de plomo disponible (0.40 ppm) y, el de Pinus radiata la más alta (2.40 ppm), ello concuerda con el hecho antes mencionado, en cuanto a los niveles de los parámetros físicos y químicos en su acción para inmovilizar al plomo del suelo.

Así, el suelo de liquidambar presentó los valores más altos de los parámetros estudiados, sobretodo fué extremadamente rico en fósforo (81.2 ppm), mientras que el suelo de P. radiata manifestó niveles bajos.

En cuanto a la variación en el contenido de plomo en el suelo de los tres vegetales estudiados, tanto en la época de lluvias como en la secas, se manifestaron dos patrones, uno para ricino y pino y otro para liquidambar.

El suelo de ricino y P. radiata presentó sus concentraciones promedio mensuales más altas en julio y septiembre y las más bajas en enero; mientras que el suelo de liquidambar presentó

sus niveles más altos en época de secas (noviembre y enero) y, los más bajos en la época de lluvias (septiembre). Este comportamiento puede ser explicado de dos maneras. Para el caso de ricino y pino, es conocido que la lluvia ejerce un lavado de los contaminantes atmosféricos (Lazrus et al., 1970), pudiendo llevar consigo un diverso contenido de iones, entre ellos al Pb^{2+} , ésta a su vez al llegar al ecosistema terrestre, altera la composición química del suelo contribuyendo a su contaminación metálica (Harrison et al., 1975). El aporte de la lluvia con plomo al suelo, predomina principalmente en las localidades urbanas que tienen gran número de vehículos y es aún mayor tanto en la venciudad de las vías vehiculares donde el consumo de la gasolina es alto, como en los alrededores de las zonas industriales (Lodge et al., 1968; citados por Reiter et al., 1980).

Ahora bien, el hecho de que se presente un comportamiento contrario en el suelo de liquidambar, se pudo deber a que la lluvia algunas veces ocasiona que las concentraciones de plomo en el suelo superficial, disminuyan por procesos de filtración o erosión; ha sido comprobado por Wheeler y Rolfe (1979) que la eficiencia de la remoción del plomo en el suelo por filtración se puede dar en un porcentaje que va de un 72 a un 76%. En sí este proceso se lleva a cabo por el movimiento (acarreo físico de coloides) de metales que se encuentran en forma soluble en la superficie del suelo a estratos inferiores (Khan y Frankland, 1983). La solubilidad del plomo en el suelo puede incrementarse por el pH ligeramente ácido que la lluvia puede traer consigo (Báez et al., 1986). También es importante considerar, que el plomo del suelo de liquidambar, pudo haber sido modificado por actividades de jardinería (Martin et al., 1981).

Ahora bien, es sabido y es importante recalcar que el plomo presente en la atmósfera puede ser depositado en el suelo vía precipitación seca y húmeda, la dominancia del evento va a depender de las condiciones meteorológicas existentes como velocidad del viento y cantidad de lluvia; así como de la composición química y física tanto del suelo como de la lluvia y de la atmósfera. Es por ello que no existe una tendencia estacional marcada en el contenido de plomo del suelo, debido a que éste exhibe variabilidad en cuanto a su capacidad de ser depositado tanto por la precipitación seca como por la húmeda y ello, puede ser posible en la misma localidad (Jeffries y Snyder, 1981).

Existen diversos reportes en cuanto a la concentración promedio del plomo presente en suelos de localidades urbanas, entre ellos están los de Smith (1972) y Zimdahl y Hassett (1980) quienes reportan que las ciudades de USA manifiestan concentraciones que van desde 194 hasta 3,357 ppm (este último registro proviene de un parque de Los Angeles); Inglaterra presenta niveles de 180 mg/Kg (Davies y Houghton, 1984), la Isla de Hong Kong de 991 ppm (Ho y Tai, 1988), el suelo de Caracas presenta una concentración promedio de 6,000 ppm, valor considerado como excesivamente alto (García-Miragaya et al., 1981), y Canadá atribuye que de 200 a 3000 ppm de plomo en suelos urbanos, es un valor excesivamente alto (Linzon et al., 1976). Por lo tanto, tomando de manera comparativa las cantidades anteriores de plomo en suelo y la detectada en este trabajo que fué de 70.72 ppm, entonces ésta a su vez puede ser evaluada como una concentración baja de zonas urbanas. La concentración de 70.72 ppm para plomo en suelo, también se vuelve a manifestar baja al ser cotejada, con los registros efectuados por González y Esquivel en 1981, en diferentes zonas de la Ciudad de México, las cuáles presentan valores de :

(ellos reportan la concentración máxima y mínima de plomo en suelo, estimando para este estudio únicamente la concentración más alta), 980 ppm en suelo de la zona del aeropuerto, 957 ppm para Tlalpan, 578 ppm para el Viaducto y 107 ppm para el Centro; en la Av. Reforma se detectó 54 ppm, nivel inferior al de este estudio. Las zonas consideradas como sub-urbanas a la Cd. de México contuvieron cantidades bajas de plomo en el suelo, el Desierto de los Leones con 0.5 ppm, Xochimilco con 2.0 ppm y, Milpa Alta con 1.7 ppm.

PLOMO ADSORBIDO EN LAS ESTRUCTURAS FOLIARES EN ESTUDIO

Una de las vías de entrada del plomo presente en el ambiente a las plantas, puede ser a través de la impactación de este metal sobre las porciones aéreas de las plantas, interviniendo tanto la precipitación seca como la húmeda. La precipitación seca juega un papel relevante en la contaminación de la vegetación situada en los alrededores de las vías vehiculares, o sea a pocos metros de la liberación del plomo por los automóviles, mientras que la lluvia llega a ser eficiente a distancias mayores del foco de emisión por los procesos de desplazamiento de las nubes (Smith, 1973).

La eficiencia de la impactación del plomo atmosférico en el follaje, va a estar íntimamente relacionada con la velocidad del viento (Stephens et al., 1972), tamaño y composición química de los aerosoles, así como de las características morfológicas de las hojas (forma, rugosidad, pubescencia, humedad), como de la postura y condiciones de desarrollo de las plantas (Chamberlain, 1970; Wedding et al., 1975; Heichel y Hankin, 1976; Varshney y Garg, 1980).

El porcentaje del plomo que llega a ser impactado en la vegetación de las vías vehiculares, esta directamente relaciona-

do, con la dirección y velocidad del viento, distancia a la vía vehicular y volumen de tránsito; mientras que la vegetación lejana a estas zonas no está sujeta a los cambios que se manifiestan en las concentraciones del plomo atmosférico (Little y Wiffen, 1978).

En este estudio, la planta que presentó la mayor concentración de plomo adsorbido en el follaje, fue Pinus radiata, esta es una especie conífera introducida, originaria del Canadá, utilizada en México, como especie de reforestación, posee características muy determinantes por las cuales se le analizará de manera individual. La concentración promedio (media aritmética) del plomo impactado en sus acículas fue de $6.83 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ y, además muestra una relación directa con el plomo atmosférico ($p < 0.05$), pero manteniéndose con poca variación a través de los meses de estudio. El valor detectado es considerablemente alto, si se compara con un registro hecho por Heichel y Hankin (1976) en acículas de Pinus strobus, cuyo contenido de plomo depositado se mantuvo alrededor de $0.2 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ (estudio realizado de mayo a diciembre de 1973). El hecho de que Pinus radiata porte una carga alta de partículas que llevan plomo, confirma que las coníferas son las especies arbóreas más eficientes en coleccionar partículas de plomo (Keller, 1974). Ya que se ha observado que este metal es retenido a través del tiempo, es decir son consideradas como especies indicadoras de emisiones de plomo continuas. Incluso se ha investigado que hileras de árboles representadas por Pinus strobus, pueden retener en sus acículas y ramas, cerca de un 70% de los aerosoles portadores de plomo que han sido emitidos por los automóviles (Heichel y Hankin, 1976).

Ahora bien, considerando la cantidad de plomo depositado en las hojas de liquidambar y ricino ; estas dos especies difie-

ren ampliamente en su área foliar (AF), el AF promedio de liquidambar es de 23 cm² y la del ricino de 615 cm²; a pesar de que liquidambar presenta una AF significativamente menor a la del ricino ésta especie adsorbió el plomo en una proporción cinco veces mayor a la de ricino . Este aspecto coincide con las investigaciones realizadas por Wedding et al. (1975), quienes mencionan que el AF no es una característica importante para la captación del plomo particulado, siendo entonces determinantes las características morfológicas de la superficie foliar. Incluso el incremento del AF en un dosel, puede llegar a disminuir el área efectiva de impactación en las hojas.

Liquidambar y ricino son especies que no poseen características morfológicas foliares que les faciliten la impactación de partículas que contienen plomo (como el presentar una textura rugosa y pelos abundantes); sin embargo liquidambar captó mayor cantidad de material particulado, ello puede deberse a que este vegetal llega a alcanzar mayor altura que ricino (mas de 5 m), característica que le permite interceptar un gran número de partículas de tamaño $< 1 \mu\text{m}$. Es conocido que las partículas más pequeñas son las que llevan el mayor contenido de plomo (como ya se mencionó anteriormente en el análisis de plomo en la atmósfera) pudiendo entrar en el proceso de transporte por difusión turbulenta mediante la cuál alcanzan alturas de más de 10 metros y pueden ser depositadas en las superficies foliares de árboles que llegan a tener esa altura. Al llevarse a cabo este tipo de impactación, las características de la superficie foliar no tienen un papel determinante en la captación del plomo, ya que la turbulencia disminuye la capa límite de la lámina foliar y con ello la resistencia a la depositación en la hoja (Chamberlain, 1970; Wedding et al., 1975). Aproximadamente un 12% del plomo liberado por los

automóviles son partículas grandes que pueden llegar a sedimentarse casi inmediatamente después de su liberación tanto en la vegetación como en el suelo, mientras que el 88% restante de las partículas más pequeñas se sedimentan más lentamente pudiendo entrar a la capa donde se lleva a cabo la difusión turbulenta (Wheeler y Rolfe, 1979).

Comparando el nivel de depositación de los aerosoles de plomo tanto en la lámina foliar como en el pecíolo, de las dos especies liquidambar y ricino ; el pecíolo de ambas captó la mayor cantidad de plomo, presentándose en un porcentaje del 63.5 % en liquidambar y del 76% en ricino , de igual manera Little y Wiffen (1977) encontraron en la Ciudad de Londres que los pecíolos del álamo Populus alba y de Fagus sylvatica fueron más eficientes que las láminas foliares en interceptar aerosoles de plomo, captando el plomo en un porcentaje del 68 y 66 %, respectivamente. Ha sido detectado con bastante frecuencia que en las zonas urbanas el plomo se acumula en grandes cantidades en el pecíolo, probablemente debido a que a estas estructuras llegan partículas que llevan plomo con una alta velocidad de depositación (Chamberlain, 1970; Broyer et al., 1972; Smith, 1976).

Analizando la variación estacional del contenido de plomo adsorbido por las hojas de liquidambar y ricino , se observa que las dos especies sufrieron una disminución del plomo depositado durante el período de lluvias (en cuyos meses se presentaron los valores más bajo). Ello significa que la lluvia jugó un papel relevante en la remoción del plomo depositado. En este estudio no fué posible determinar el porcentaje de remoción del plomo impactado en las hojas, efectuado por la precipitación pluvial, debido a que la colecta de hojas durante los

meses de julio a septiembre no se realizó durante todas las semanas. Sin embargo, los reportes concernientes sobre este aspecto, mencionan que la remoción del plomo impactado en las superficies foliares a través de la lluvia se puede dar en un porcentaje que va desde 30 hasta un 80% (Shuck y Locke, 1970; Smith, 1972; Davies y Holmes, 1972; Little y Wiffen, 1977; Crump et al., 1980), y su efectividad va a estar asociada con la duración, acidez y concentración en mm de la precipitación pluvial (Ho y Tai, 1979).

Liquidambar y el ricino son especies caducifolias que renuevan sus hojas cada primavera, y por lo tanto es interesante recalcar que los depósitos de plomo más altos en las estructuras foliares de los dos especies se presentaron principalmente a finales de septiembre y en octubre, cuando las hojas senescentes empiezan a caer. En general durante este proceso Crump y Barlow (1982) han detectado que se presenta una mayor acumulación de plomo en la superficie foliar, debido a que durante el envejecimiento de la hoja, se presenta un rompimiento de la cutícula, provocando mayor eficiencia en la retención de los metales presentes en la atmósfera. Ello puede predisponer a la planta a que se incremente la absorción foliar de los metales, además de proveer al suelo con éstos durante la caída de las hojas y la generación del humus (Little y Wiffen, 1977).

Rains, (1975) menciona que los estudios de impactación de plomo en el follaje no pueden funcionar como un monitoreo de la presencia del plomo atmosférico, en la localidad estudiada, a menos de que se tengan evidencias de la habilidad de la planta para retener este metal en la superficie, debido a que la estancia de los depósitos de las partículas en las estructuras puede ser efímera, ya que esta intimamente relacionada tanto con las condiciones

atmosféricas prevalentes como con las características propias del vegetal. En este estudio Pinus radiata puede ser considerada como "sensor" de la presencia del plomo en la atmósfera, ya que presenta depósitos muy altos en sus acículas, sin detectarse variaciones marcadas del plomo adsorbido a través del tiempo.

Los resultados del plomo adsorbido en las hojas de liquidambar y del ricino, muestran que el porcentaje de deposición de las partículas que llevan plomo es pequeño, lo cuál concuerda con los estudios de Heichel y Hankin (1976), quienes han detectado que la tasa de deposición en los árboles con respecto a los aerosoles que llevan plomo en las vías vehiculares es muy pequeña variando en un porcentaje de 2.5 hasta 5%. Sin embargo Zimdahl y Koeppe (1980) mencionan que algunas especies arbóreas pueden llegar a captar hasta un 50% del plomo presente en la atmósfera.

El proceso de impactación de aerosoles que llevan plomo en el follaje de los árboles, es importante considerarlo, principalmente en zonas urbanas como la Ciudad de México, que tienen alto índice de contaminación de partículas, debido a que la vegetación tanto herbácea como arborea pueden evitar la dispersión de las aeropartículas que llevan plomo, por los procesos de impactación de éstas en sus estructuras aéreas. Las investigaciones al respecto denotan que la deposición del plomo en el follaje de las plantas arbóreas y herbáceas es significativamente pequeña con algunas excepciones, entre las que se cuenta a las coníferas; Little y Wiffen (1978) reportan que la deposición total máxima en el follaje arboreo puede llegar a ser hasta del orden de $0.48 \mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$, representando cerca del 1.5% del plomo total emitido a la vía vehicular. Sin embargo es ineludible que

el proceso de impactación foliar se lleva a cabo y éste puede ayudar a disminuir la concentración de aerosoles que portan plomo presentes en la atmósfera. Siempre y cuando se utilice vegetación que tenga características foliares que les permita captar y retener las partículas impactadas, pero sin que ello les ocasione daño severo a su fisiología. Por ejemplo, Godzik et al. (1979), han encontrado que las coníferas como Pinus silvestris pueden llegar a contener en sus acículas grandes cantidades de partículas, sin causarles daño alguno, pues esta especie tiene cámaras subestomáticas cubiertas con cristales cerosos muy finos, los cuales representan un filtro donde las partículas son retenidas, quedando bloqueada su entrada en los tejidos internos de la hoja.

Ahora bien, la importancia de investigar el plomo adsorbido en el follaje, radica en poder visualizar el daño que se puede ejercer en las comunidades vegetales, ya que cuando se llegan a presentar cargas excesivas de partículas en las estructuras aéreas se puede alterar la fisiología de la planta por el bloqueo físico de los estomas, inhibiendo el funcionamiento normal que regula la entrada y salida de sustancias, elementos gaseosos y agua de la planta, alterando la resistencia a la difusión y por lo tanto el metabolismo vegetal.

PLOMO ABSORBIDO EN HOJA, TALLO Y RAIZ DE LOS VEGETALES EN ESTUDIO

El plomo no es un elemento esencial para el metabolismo de las plantas, es por ello que su absorción por la vegetación puede alterar su crecimiento, debido a que se dan cambios en su

estructura y funcionamiento (Smith, 1973).

La vegetación puede absorber el plomo presente en el ambiente, ya sea por la raíz, tomando al plomo soluble del suelo, o a través del tallo y follaje captando al plomo atmosférico; una vez que el plomo ha entrado a la planta, este puede translocarse y acumularse en otros órganos, proceso que va a estar supeditado a factores tanto ambientales como a las condiciones fisiológicas inherentes de la planta (Zimdahl y Koeppel, 1980).

En las grandes urbes algunas especies arbóreas, han desarrollado resistencia a las condiciones ambientales adversas, propiciadas por la presencia de contaminantes atmosféricos, debido a la integración y coordinación de sus procesos fisiológicos. En general, el plomo llega a alterar el crecimiento vegetal de una forma indirecta, (sin daño aparente), ya que produce interferencia a nivel de fotosíntesis, respiración, translocación de los requerimientos para su crecimiento (como carbohidratos, hormonas, agua y minerales), y otros procesos físico-químicos. La lesión puede llegar a ser aguda e irreversible, si la presencia del contaminante en el ambiente se da en altas concentraciones y si éstas, se mantienen por un período de tiempo prolongado. El daño es provocado por alteraciones que se suceden en los procesos celulares que son el resultado final del crecimiento, como son división y expansión celular, diferenciación y morfogénesis. Estos procesos secuenciales requieren de un suministro balanceado de alimentos, agua, minerales y hormonas en la región meristemática, los cuales a su vez son aportados por la raíz y porción aérea. Las raíces dependen de las hojas para la obtención de carbohidratos y hormonas,

mientras que la porción aérea requiere de la raíz, el agua y nutrimentos minerales; por lo tanto la alteración que el plomo puede ocasionar principalmente en cualquiera de estas dos estructuras daña inevitablemente el crecimiento vegetal (Kozlowski, 1979).

La discusión en cuanto a la absorción del plomo por la vegetación estudiada, se hará con base en el contenido de plomo presente en raíz, tallo y hoja; posteriormente se considerará la distribución del plomo en las estructuras vegetales de cada especie estudiada.

RAIZ

La mayoría de las investigaciones que analizan el contenido de plomo en especies arbustivas arbóreas urbanas, no reportan niveles de plomo en las raíces, quizá se deba a la dificultad en su muestreo. Los registros existentes al respecto están dados bajo condiciones experimentales o para vegetación forestal. En el primer caso Rolfe (1973), reporta que las raíces pueden llegar a absorber hasta 600 ppm, cuando el suelo presenta un contenido de plomo de 600 ppm; en el segundo caso, Van Hook et al. (1977), encontraron que las raíces de vegetación forestal representada por Pinus echinata, Quercus prinus y Acer rubrum, contenían al plomo en concentraciones de 6.6 ppm (media aritmética). En este estudio los niveles de plomo (media aritmética) detectados en la raíz de las tres especies variaron desde 1.21 ppm para Pinus radiata, hasta 2.82 ppm para Ricinus communis. Estas concentraciones pueden considerarse bajas, aunque con cierta reserva pues es necesaria su comparación con otros niveles presentes en raíces de especies arbustivas (para el caso del ricino) y arbóreas (para el caso de liquidambar y pino), en localidades urbanas y en con-

diciones naturales. Sin embargo era de esperarse que las raíces no absorbieran plomo en grandes cantidades debido a que el contenido de plomo disponible en el suelo se manifestó significativamente bajo (lo cual ya se discutió en detalle anteriormente al analizar el plomo en el suelo).

Las raíces del ricino fueron las que presentaron al plomo en mayor proporción, ello se puede deber a que esta especie por ser arbustiva tiene sus raíces a poca distancia del estrato superficial del suelo (30 cm), a diferencia de las otras dos especies que las tienen a niveles más profundos (más de un metro); esta característica les permite absorber con más facilidad al plomo soluble, pues en la superficie del suelo en donde éste se encuentra en mayores concentraciones; además de que en la zona estudiada los niveles más altos de plomo disponible, se detectaron en el suelo donde se desarrollaba el ricino. Este hecho también fué detectado por Grodzinka y Kazmierczakowa (1977) en vegetación urbana de Cracovia.

HOJA

La entrada del plomo al follaje de la vegetación situada en los alrededores de las vías de circulación automotriz, se va a dar principalmente a través de los estomas o cutícula de la lámina foliar, y, estará relacionada directamente con la velocidad y dirección del viento, y con la lluvia, incluso estos factores pueden llegar a tener mayor influencia en la contaminación de las porciones aéreas de los árboles que los niveles de plomo emitidos por los automóviles (Rolfe y Bazzaz, 1975; Zurera et al., 1987).

La concentración promedio (media aritmética) de plomo detectada en las hojas de la vegetación estudiada presentó variaciones de ; 2.15 ppm para ricino , 12.87 ppm para liquidambar y de 2.58 ppm para las acículas del pino. Estos niveles son infe-

riores a los registrados en otras zonas urbanas, así, la mayoría de las ciudades de Estados Unidos reportan que los niveles de plomo en hojas de especies arbóreas se encuentran dentro de un intervalo que va de 64 a 156 ppm (Smith, 1976); en Atenas, Grecia, Nakos (1982) detectó concentraciones promedio de 59 ppm en árboles de olivo; en Canada, Linzon et al. (1976) mencionan que 70 ppm es un valor considerado como excesivo para el follaje de árboles urbanos. En la Ciudad de México, González y Esquivel (1981) detectaron concentraciones de plomo en hoja que variaron de cero a 1.2 ppm en sitios sub-urbanos (Xochimilco y Milpa Alta) y de 19.7 ppm en la zona del aeropuerto, estos investigadores no mencionan que tipo de vegetación analizaron, por lo cual no puede realizarse una comparación significativa, con los niveles detectados en este estudio. Ahora bien existen reportes específicos de niveles de plomo para hoja del liquidambar y, de coníferas en zonas urbanas. Kazimir et al. (1982) reporta que en la Ciudad de Nueva Jersey las hojas de Liquidambar styraciflua, contuvieron 23 ppm, valor dos veces mayor al detectado en este trabajo para la misma especie. En el caso de las coníferas se tienen registros de niveles de plomo en sus acículas, tan altos como de 49 ppm en los alrededores de una incineradora de desechos, y, de concentraciones bajas siendo de 6 ppm en ambientes rurales (Stephens et al., 1972). Rühling y Tyler (1968) encontraron en Suecia, en las acículas de Picea abies 7 ppm del metal. Tomando en cuenta el nivel de plomo detectado en las acículas de coníferas de ambientes rurales, la concentración de plomo detectada es dos veces menor, para este estudio.

De las tres especies estudiadas, las hojas de liquidambar fueron las que presentaron mayor contenido de plomo, esto se pudo deber a la altura que tienen estos árboles (como ya fué indicado), lo cuál les facilita la captura de partículas de menos de

3.3 μm , que llevan consigo grandes cantidades de plomo.

En cuanto a la variación estacional en el plomo absorbido por las hojas de liquidambar, ricino y pino, las tres especies mostraron diferencia:

Liquidambar styraciflua presentó su concentración promedio mensual de plomo más alta en octubre y la más baja en enero. Esto puede explicarse en base a la edad de las hojas, ya que es una especie caducifolia y en octubre es cuando las hojas senescentes inician su abscisión; en este período se incrementa la acumulación y concentración de plomo en sus tejidos (Karamanos et al., 1976). Al respecto Crump y Barlow (1982) detectaron en las hojas de especies arbóreas caducifolias que el nivel de plomo se incrementaba de 10 ppm presente en hojas verdes y jóvenes hasta 101 ppm en hojas café senescentes. Sin dejar de considerar que durante este período pudo haberse presentado un incremento en la translocación del plomo desde las raíces hasta la porción aérea.

Ricinus communis presentó concentraciones promedio mensuales más altas de plomo en la época de lluvias y las más bajas en la de secas. Posiblemente la lluvia jugó un papel determinante en proporcionar plomo soluble a las hojas, ya que se sabe que ésta puede traer consigo cargas considerables de plomo soluble (Lazrus et al., 1970). Aunque también pudo suceder que las diversas sustancias que trae la lluvia, entre las que se encuentran de manera abundante el ion SO_4^{2-} (en concentraciones que varían de 8.57 a 11.08 $\mu\text{g/L}$ en el Valle de México, valores registrados por Báez et al. (1986)), haya deteriorado la cutícula de las hojas y facilitado la entrada del plomo, ya que las hojas del ricino tienen una área de captación bastante grande (área foliar promedio de 615 cm^2), pudiendo ser dañadas más fácilmente que las

especies que tienen hojas más pequeñas.

Pinus radiata , sus acículas no mostraron variación estacional marcada en su contenido de plomo, lo cual se debe principalmente a que esta especie tiene una anatomía foliar característica que le impide absorber al plomo.

TALLO

El tallo también representa, una vía de entrada continua del plomo atmosférico a la planta, y, un medio de translocación del plomo contenido en raíz a las hojas y viceversa. El plomo de la atmósfera se deposita directamente en la corteza de los árboles y éste a su vez puede trasladarse lateralmente a los tejidos xilemáticos del leño; sin embargo aunque este proceso se da de manera constante, las concentraciones de plomo detectadas en los anillos xilemáticos no reflejan cambios en el nivel del plomo atmosférico a través del tiempo de exposición (Szopa et al., 1973).

Las concentraciones (media aritmética) de plomo en tallo se manifestaron en niveles de 0.83 ppm para liquidambar, 0.63 ppm para ricino y 0.08 ppm para pino . Al igual que en raíz, no se encontraron reportes del contenido de plomo en tallo en árboles urbanos, sino a nivel de ramas, siendo éstos más altos que los de hojas (67 a 315 ppm) (Smith, 1972). Van Hook et al. reportan para vegetación arborea forestal localizada al Este de Tennessee, que los niveles de plomo contenido en tallo, se manifestaban en el intervalo de 0.4 - 4.0 ppm y ellos los consideran bajos por lo que se refiere a que no están expuestos a una fuente considerable de plomo. Los valores detectados en este trabajo se mantienen dentro de este intervalo, a excepción del tallo del pino, cuya concentración fue baja.

MOVILIZACION DEL PLOMO DENTRO DEL VEGETAL

Diversos investigadores han encontrado que una vez que el plomo entra a la planta ya sea por la raíz o por el follaje, su translocación a otros órganos es bastante limitada, aunque va a estar estrechamente relacionada con la especie vegetal (Lagerwerff, 1972; Zimdahl y Koeppel, 1980; Martin *et al.*, 1981; Davies y Houghton, 1984). Ello se debe primordialmente a algunas de las características químicas y anatómicas que presentan tanto la raíz como la hoja. En el caso de la raíz, la presencia de iones como el P, Fe, y Mn localizados tanto en la superficie como en su interior, pueden formar complejos estables con el plomo, favoreciendo su acumulación e inhibiendo su translocación; esto sucede principalmente cuando las condiciones del suelo tienden a ser reductoras (Reddy y Patrick, 1977). Zimdahl (1976) ha detectado que el plomo queda retenido en la raíz principalmente como pirofosfato de plomo o como ortofosfato de plomo.

En cuanto a las características anatómicas, la endodermis de la raíz, constituye una barrera mecánica que impide la translocación del plomo a los tejidos internos de la raíz y a otros órganos de la planta. Si alguna proporción de plomo pudiera penetrar a los tejidos vasculares a través de las células de paso de la endodermis, su translocación estaría limitada a las células prosenquimatosas del xilema y del floema; ello ha sido confirmado por Dollard y Lepp, (1980). Malone *et al.* (1974) han reportado que el porcentaje de translocación del plomo de la raíz a otras estructuras varía de un 2 a un 3%, y además este proceso se da de manera pasiva junto con el flujo de la transpiración.

Por lo que toca a las hojas, Arvik (1973) (citado por Zimdahl y Koeppel, 1980) encontró que la primera barrera con la que

se enfrenta el plomo atmosférico es con la cutícula, cubierta impermeable de las paredes externas de la epidermis que no permite su entrada al interior de la hoja, aunque los estomas dejan una vía de entrada a este elemento a través de la cutícula. En esta investigación se observó que el plomo puede quedar retenido fácilmente en la cutícula, quizá formando complejos insolubles con alguno de sus constituyentes como la cutina, cera, sustancias pécticas o celulosa.

Los reportes en lo referente a la eficiencia de la translocación del plomo de las hojas a otras partes de la planta indican que ésta se da en un porcentaje del 1 % o menos (Zimdahl y Koeppe, 1980).

En cuanto al patrón de distribución del plomo contenido en las diferentes estructuras vegetales estudiadas se presentó el siguiente esquema:

<u>Liquidambar styraciflua</u>	Hoja >	Raíz >	Tallo
	84%	14%	2%
<u>Pinus radiata</u>	Hoja >	Raíz >	Tallo
	60%	38%	2%
<u>Ricinus communis</u>	Raíz >	Hoja >	Tallo
	46%	37%	17%

Para el caso de Liquidambar styraciflua y Pinus radiata, el esquema detectado "mayor concentración de plomo en hoja a diferencia de las otras estructuras vegetales", concuerda con situaciones donde se presentan altos niveles de plomo en la atmósfera, lo cual es característico de zonas urbanas. Por consiguiente parece ser, que la principal vía de entrada del plomo a estas plantas se da por absorción foliar. De igual manera este hecho ha sido reportado por Chamberlain (1970) y Broyer et al. (1972) en otras especies vegetales bajo condiciones urbanas.

El caso de Ricinus communis fué diferente, debido a que sus raíces están muy superficiales (casi expuestas), y posiblemente captan una mayor cantidad de plomo disponible; además se observó deterioro de los tejidos, lo cual posiblemente facilitó la entrada del plomo.

PRESENCIA DEL PLOMO EN LOS TEJIDOS VEGETALES

Una vez que el plomo se pone en contacto con los vegetales, éste puede producir alteraciones a nivel celular, y, por consiguiente afectar los procesos metabólicos. El grado de la lesión, va a depender de la concentración, forma química y localización en el tejido en el cual el metal está presente (Smith, 1973; Wedding *et al.*, 1975).

En general el efecto que el plomo puede ocasionar en el metabolismo vegetal, ha sido estudiado en condiciones controladas de laboratorio, donde se les suministra a las plantas cantidades considerables de plomo soluble (estado en el cual el plomo puede entrar fácilmente al vegetal). En estos experimentos se ha detectado que procesos fisiológicos como fotosíntesis, transpiración, respiración, división celular y germinación, se ven fuertemente afectados. La situación cambia en condiciones naturales, donde las plantas se ven alteradas por diversos contaminantes y con un tiempo de exposición prolongado, en esta circunstancia es difícil de determinar, la acción que puede llegar a tener exclusivamente el plomo en el metabolismo vegetal.

Sin embargo, cualquier alteración, que se llegue a manifestar en los tejidos vegetales por la presencia del plomo puede inevitablemente alterar todo el metabolismo de la planta, un ejemplo de ello es; la entrada del plomo a la hoja a través de

los estomas pueda producir el cierre de los mismos y con ello se reduce la síntesis de carbohidratos y hormonas y su subsecuente translocación basípeta a los tejidos del tallo y de la raíz. Esto a su vez ocasiona una disminución del crecimiento radicular por falta de suministro de alimento y energía, proporcionados por los compuestos elaborados por la fotosíntesis y además, concomitantemente, se reduce también la absorción de agua y minerales, que normalmente son suministrados por la raíz a la hojas (Kozłowski, 1979).

Es importante considerar que antes de que se manifieste una lesión visible, incluso irreversible en los vegetales por la presencia de diferentes contaminantes en sus tejidos, las plantas tienen diferentes mecanismos que normalmente utilizan para eliminar y aislar tanto productos de desecho metabólicos, como sustancias extrañas a ellos, ya que éstos pueden inhibir el funcionamiento normal de las células. La eliminación de estos productos se da a través de las células vivas y muertas del xilema y del floema, las cuales tienen la función primaria de translocar o almacenar sustancias nutritivas o de excreción. Stewart (1966) menciona que ante la presencia de contaminantes, este proceso funciona con un consumo extra tanto de energía como de materiales que normalmente se encuentran en las células y que se utilizan en condiciones de crecimiento y regeneración estructural; si la entrada de contaminantes a los tejidos vegetales es continua, puede llegar a sobrepasar el nivel de utilización tanto de energía como de materiales de la célula e inevitablemente se originará un daño estructural visible en la planta.

Antonovics et al. (1971) han observado que la tolerancia a los metales pesados por las plantas requiere de un gasto de energía considerablemente alto para mantener una gran actividad

celular; ésto produce cambios en su fisiología y las plantas tolerantes generalmente tienen una producción de biomasa muy pequeña y no presentan capacidad competitiva.

La discusión concerniente a la presencia del plomo en los tejidos vegetales de Liquidambar styraciflua, Ricinus communis y Pinus radiata, y al efecto que éste pueda traer consigo, se hace analizando las diferentes estructuras que componen a éstos, y realzando las diferencias anatómicas que existen entre las tres especies.

LAMINA POLIAR Y VENA PRINCIPAL DE LA HOJA

El plomo estuvo presente en todos los tejidos que conforman a la lámina foliar, variando en concentración. El metal se presentó con mayor frecuencia en la epidermis y parénquima; también se detectó ocasionalmente en las células oclusivas de los estomas.

En cuanto a los estudios histológicos concernientes a la detección del plomo en los tejidos vegetales, Glater y Hernández (1972), detectaron plomo, en los tejidos de la hoja de la lechuga Lactuca sativa v. capitata, específicamente en la epidermis y en las células oclusivas de los estomas. Smith (1973) reporta al plomo embebido a la cutícula cerosa foliar. En las acículas de Pinus silvestris, Godzik et al. (1979) encontraron partículas que contenían plomo en la epidermis.

El hecho de que el plomo se encuentre presente en la epidermis y estomas de las especies estudiadas, nos indica de alguna manera que éste puede llegar a los tejidos internos de la hoja y alterar la función primordial, que es la de producir y transportar alimento al resto de la planta (los carbohidratos son producidos en las células de parénquima), mediante la fotosíntesis. La presencia del plomo en el parénquima empalizada y parénquima esponjoso, denota que el metal pudo llegar a entrar a estos tejidos, a través de

la epidermis; células estomáticas y células epidermicas.

Ahora bien, en cuanto a la acción específica que el plomo puede tener en los estomas, es bloquear la comunicación entre hoja y atmósfera inhibiendo su mecanismo homeostático, que regula la demanda de la entrada de CO_2 y otros elementos gaseosos, y la pérdida de agua por evaporación. Ello puede hacerse de dos formas, evitando su oclusión, o bien manteniéndolos cerrados de manera permanente. En el primer caso, la presencia de partículas que contienen plomo en los estomas, interfiere en su mecanismo de oclusión, ya que ellos permiten el paso de gases en relación al diámetro de sus células oclusivas; el hecho de que los estomas nunca se puedan cerrar, ocasiona que se registre un movimiento continuo de contaminantes al interior de sus tejidos. En el caso contrario, el plomo puede inducir a un cierre estomático permanente, y con ello se inhibe la fijación de CO_2 , la respiración mitocondrial, la fotofosforilación, la producción del Acido Indol Acético (regulador del crecimiento vegetal que controla la expansión celular), la actividad de los cloroplastos y la transpiración.

En cuanto al caso específico de la demanda para llevar a cabo la transpiración, ésta se da a través de una resistencia continua al flujo de agua-suelo-planta-atmósfera, por una reducción en el potencial de energía. La resistencia llega a ser máxima, en el estado de transición hoja-atmósfera, donde el agua cambia de líquido a vapor. En las hojas la resistencia total la proporcionan la cutícula, los estomas y los tejidos del mesófilo; si estos se ven afectados por la presencia de contaminantes, entonces se altera la demanda efectuada por la transpiración (Baldocchi et al., 1987).

Es importante recalcar la presencia del plomo en los tejidos conductores, el xilema y el floema de la vena principal de la hoja de liquidambar y del ricino y en la acícula del pino, pues en la literatura que se revisó, no se citan datos que apoyen el punto que concierne a hoja de plantas superiores. Malona et al. (1974), detectaron al plomo cerca de los haces vasculares en hoja, pero no incluidos en estos. El plomo contenido en el floema y en xilema, puede alterar el metabolismo vegetal, ya que ocasiona una reducción en el transporte de agua, minerales y sustancias alimenticias acrópeto y basípeto a diferentes órganos de la planta.

Específicamente la inclusión del plomo en cualquiera de los elementos que forman parte del xilema (como son traqueidas y elementos de los vasos; fibras y células de parénquima), afecta la función de este tejido, que es la de transportar agua y sales minerales (elementos como Ca, Mg, K, SO_4^{2-} , PO_4^{2-}), así como también azúcares y otros compuestos orgánicos (estos últimos son translocados principalmente durante la primavera, cuando el metabolismo vegetal esta en gran actividad). Así, considerando la función de cada uno de los elementos del xilema, se puede visualizar de una manera más completa el efecto que pudiera traer consigo la presencia del plomo:

Fibras. Son células muertas y son elementos de sostén especializados del xilema de las angiospermas, en ocasiones pueden conservar sus protoplastos y por lo tanto almacenar almidón (Esau, 1976). La presencia del plomo en estos elementos puede alterar la función de almacenamiento del almidón.

Vasos y traqueidas. Es a través de estos elementos donde se lleva a cabo la circulación de la savia (mantienen comunicación por punteaduras y además por placas de perforación en el caso de angiospermas). Tomando en cuenta que dentro del flujo de translo

cación, se encuentran los iones SO_4^{2-} y PO_4^{2-} y, que estos a su vez reaccionan fácilmente con el plomo soluble formando un precipitado insoluble y fijo, es de esperarse que las traqueidas como los vasos puedan quedar en algún momento obstruidos por estos compuestos, aunado al hecho de que el plomo tiene afinidad por la pared celular. Ello puede suceder cuando la concentración del metal sea excesiva, inhibiendo el paso del agua.

Células de parénquima. Células vivas, que llevan consigo, un contenido variado de sustancias, especialmente de reserva como almidón y grasas, aunque también pueden contener taninos, cristales, etc; están intercaladas entre las traqueidas en gimnospermas, y entre las fibras y miembros de vasos en angiospermas, en las que ocasionalmente se presentan también traqueidas, manteniendo contacto directo con ellas a través de campos primarios de las punteaduras, ya sea para abastecerlas ó remover solutos. De esta manera se encargan de controlar el contenido del flujo de translocación del xilema a distancias cortas. Además las células de parénquima almacenan sustancias de desecho ó extrañas, como el dióxido de carbono entre otros (producto de excreción gaseoso producido por la respiración).

Al realizar el análisis cualitativo del plomo en el xilema se detectó que las células de parénquima lo presentan con mayor frecuencia que otros elementos del xilema. Este resultado es de esperarse dado que una de las funciones de las células del parénquima es el almacenamiento de sustancias tóxicas; esto es relevante pues el metal puede alterar el flujo de la translocación y, además ocasionar una muerte prematura de estas células, cuando sus niveles están en exceso.

En cuanto al posible daño que pueda ejercer el plomo en el floema, se sabe que este tejido transporta sustancias alimenticias a través de sus elementos conductores que son; elementos cribosos y células de parénquima. Los elementos cribosos llevan a cabo la conducción mediante sus áreas cribosas que tienen una membrana deprimida provista de poros, por los cuales los protoplastos de los elementos cribosos adyacentes pueden conectarse y, en el caso de las angiospermas, además a través de las placas cribosas. El floema transporta principalmente Ca, Mg, SO_4^{2-} , PO_4^{2-} , sacarosa y oligosacáridos afines, compuestos nitrogenados orgánicos e inorgánicos (incluyen aminoácidos, amidas, glutamina y asparagina). Al igual que en el xilema, la actividad de los elementos cribosos, está estrechamente relacionada con la de las células de parénquima asociadas y la presencia del plomo llega a alterar su función en la medida que puede bloquear el paso de sustancias alimenticias. El plomo puede formar complejos estables con el SO_4^{2-} y PO_4^{2-} presentes en el flujo floemático, incluso Richardson (1979) señala que en este tejido la concentración de estos iones es mayor que en el flujo xilemático..

La discusión anterior está basada en la presencia del plomo en los tejidos del floema y del xilema, por observaciones realizadas en este estudio, y además en el conocimiento de las funciones que tienen los elementos de ambos tejidos, y de la posible alteración por la presencia de un contaminante en sus células que, en este caso es el plomo. No se tienen evidencias al respecto, solo se sabe que el plomo soluble dentro del vegetal puede ser translocado por el floema y xilema en cantidades muy bajas y que éste tiene afinidad por la pared celular, celulosa y los iones SO_4^{2-} y PO_4^{2-} (Szopa et al., 1973; Zimdahl y Koeppe, 1980; Dollard y Lepp,

1980). Es necesario realizar investigaciones más detalladas para tener evidencias al respecto. También se debe mencionar que la posible alteración del xilema y del floema por la presencia del plomo se extrapola a estos tejidos presentes en las demás estructuras estudiadas como lo son; pecíolo, tallo y raíz, ya que su función es la misma.

Otros investigadores como Varshney y Garg (1980), Mishra (1982) y Eleftheriou (1987), han encontrado alteraciones en las características foliares provocadas por efecto de contaminantes; estas manifestaciones son adaptaciones estructurales y fisiológicas al ambiente contaminado. Las alteraciones pueden ser: aumento de grosor de la cutícula, disminución del tamaño de los estomas, incremento en la frecuencia de células epidérmicas, estomas y tricomas, incremento del parénquima esponjoso con una disminución concomitante del espacio aéreo intercelular; y aumento de volúmen en los cloroplastos de las células en empalizada.

En este trabajo, no se evaluaron las características foliares antes mencionadas en forma detallada, pero se puede señalar que la cutícula de la acícula de P. radiata presenta mayor grosor que la de las hojas de R. communis y L. styraciflua, y además la acícula tiene mayor protección por la presencia de una banda de esclereidas por dentro de la epidermis, éstas tienen paredes secundarias gruesas y lignificadas que dan mayor resistencia a la entrada de contaminantes. Otra característica que posee el mesófilo de éstas acículas es que tiene pocos espacios aéreos intercelulares, ya que su parénquima es de tipo plegado; de acuerdo con Eleftheriou (1987), esta característica aminora el estrés ambiental, ya que reduce la posibilidad de circulación de algunos gases tóxicos.

PECÍOLO Y TALLO

En las estructuras aéreas como pecíolo y tallo fué posible detectar la presencia del plomo, presentándose con mayor frecuencia en la epidermis y parénquima en el pecíolo; en peridermis y algunas veces en el córtex en el caso del tallo. Ello significa que estas estructuras representan una vía de entrada importante del plomo a la planta, principalmente a través de su acumulación directa en epidermis y peridermis, de donde puede translocarse a otras estructuras. Lepp y Dollard (1974) han detectado que el plomo que se deposita en la corteza arborea se puede mover lateralmente a los tejidos del leño.

La detección del plomo en los haces vasculares, indica que el plomo está siendo translocado de raíz a las hojas y viceversa, lo cuál también ha sido mencionado por investigadores como Smith (1972); Glater y Hernández (1972); Jones et al. (1973); Rolfe (1973); Zimdahl y Koeppel (1980); Dollard y Lepp (1980); todos ellos concuerdan que existe translocación del plomo a través de estas estructuras.

Szopa et al. (1973) confirman que la translocación del plomo en el xilema puede ser de tipo radial y vertical. Dollard y Lepp (1980), al investigar la circulación de los metales traza en el floema del tallo, encontraron que el movimiento tangencial del plomo era bastante escaso debido a que el metal tiene gran afinidad por la celulosa, quedando retenido en la pared celular, y además el plomo puede interactuar con los aniones que comunmente se encuentran en el flujo de elementos cribosos como son el PO_4^{2-} y SO_4^{2-} , formando complejos insolubles e inmóviles. En el xilema el plomo unirse fácilmente a las paredes celulares y membranas de los vasos, lo cual en este estudio se manifestó con bastante frecuencia.

La presencia de sustancias extrañas como el plomo en el tejido del leño en altas concentraciones, puede provocar que se inhiba la actividad enzimática de sus células vivas y bloquear sustraqueidas y vasos, de este modo se acelera la formación del tejido muerto "duramen" (células muertas que no tienen la capacidad de transportar agua), que ocupa la parte más interna del tallo; tiene una consistencia dura y color oscuro debido a diversas sustancias formadas por el propio leño al envejecer (materias tánicas oxidadas, resinas, gomas, etc.). Esta conclusión se basa en estudios como los de Stewart (1966) quién manifiesta que algunas veces la formación del duramen es consecuencia de un estado patológico o de condiciones adversas al vegetal.

RAIZ

Parece ser que es a través de la rizodermis y de los pelos radiculares, donde el plomo se acumula fácilmente; suceso que ha sido reportado por Glater y Hernández (1972) en raíz de lechuga, y por Zimdahl y Koeppe (1980) en raíces de algunas plantas superiores. En este estudio, el plomo estuvo presente en todos los tejidos que conforman a la raíz, aunque su mayor proporción se manifestó en la peridermis.

Los compuestos químicos que más comúnmente han sido detectados en las raíces, son el pirofosfato y el ortofosfato de plomo (Zimdahl, 1976). Ello significa que el plomo soluble que llega a entrar a la raíz rápidamente forma complejos insolubles y fijos con el fósforo disponible de la célula. Este punto es relevante pues el suelo estudiado donde los vegetales se desarrollaban presentó un gran contenido de este elemento, ello facilita que las plantas lo puedan absorber y a su vez formar complejos con el plomo, evitando su translocación a otras estructuras de la planta.

La formación de complejos químicamente estables fósforo-plomo en las paredes de las células de la raíz, puede ser considerada una función de protección del citoplasma ante sustancias dafinas que puedan llegar a afectar el metabolismo celular. Este mecanismo es mencionado por Stewart (1966), y lo efectúan los vegetales en condiciones de estrés, llevándose a cabo:

1. A través de vacuolas donde son almacenadas sustancias extrañas durante la vida de la célula.
2. A través de las células del prosenquima donde son translocadas a los rayos xilemáticos adyacentes, donde a su vez pueden almacenarse en vacuolas. La energía necesaria para que se lleve a cabo este proceso es suministrada por la respiración.
3. A través de vesículas que son excretadas por el plasmalema hacia regiones muertas.

El segundo caso ha sido discutido anteriormente. En cuanto a los otros dos casos, son un ejemplo de como el plomo es depositado en las raíces de los vegetales. Una combinación de los dos procesos ha sido observada por Malone y Koeppe (1974) y por Malone et al. (1974) en raíz de maíz en cultivos de hidroponia y mediante microscopia electronica. Encontraron que el plomo soluble es captado en las raíces por las vesículas de los dictiosomas que se localizan en el citoplasma, además de los presensores de la pared celular que se adicionan a estas vesículas; éstas a su vez se mueven hacia la periferia de la célula por medio del plasmalema para formar la pared celular, la cual puede llegar a engrosarse de manera anormal en los sitios donde se encuentra concentrado el plomo. Así el plomo queda como un constituyente de la pared celular y alejado de los sitios del metabolismo celular.

En cuanto a daños severos que el plomo contenido en raíz puede ocasionar a las plantas Khan y Frankland (1983) han registra

do que se ven afectadas las primeras etapas del desarrollo vegetal, donde el plomo inhibe el crecimiento de las raíces laterales no permitiendo que la plántula se fije en el suelo alterando la captación del agua y sales necesarias para su desarrollo.

NIVEL DE FONDO

Con los valores de plomo detectados en vegetación y suelo de este estudio, se aplicó un análisis estadístico propuesto por Davies (1983). El cual estima gráficamente el contenido normal de plomo en una población dada, este a su vez considera que la concentración de plomo de esa población presenta una distribución de tipo exponencial. Mediante este método es posible identificar que concentración de plomo rebasa el comportamiento normal de la población y por lo tanto es considerada como un nivel que se registra en situaciones donde existe contaminación por plomo, es decir se identifica el nivel de fondo. El hecho de poder determinar estadísticamente el nivel de fondo de los grupos de datos tanto de suelo como de vegetación, es importante, pues considera sus características inherentes; para el caso de suelos las condiciones geográficas, topográficas y físico-químicas; y con respecto a la vegetación se toma en cuenta características de crecimiento, fisiológicas, habitat, etc. Lo cual registra en un registro único que puede explicar el comportamiento del plomo en una localidad "X". Así el análisis de Davies (1983) es una herramienta que permite encontrar la concentración de plomo normal en suelos o vegetación. Considerando que uno de los principales problemas a los que se enfrentan estudios de contaminación es la de realizar comparaciones basadas en datos publicados de manera subjetiva y que no consideran el contexto en el que se encuentra la población. Pues no es lo mismo realizar un estudio en regiones cu-

Los suelos tienen un nivel de plomo naturalmente alto (> 200 ppm) debido a su origen geológico, que en localidades donde el contenido parietal de plomo es alrededor de 10-50 ppm, y entonces concentraciones que rebasan esta cantidad significa que algunas fuentes están contribuyendo con cargas extras de plomo.

En este estudio, la concentración de fondo del plomo total (Pb T) del suelo resultó ser de 36.60 ppm y para plomo disponible (Pb Dis) de 0.23 ppm, comparando estos valores con su registro efectuado en media geométrica, siendo para Pb T de 54.39 ppm y para Pb Dis de 1.08 ppm, el valor umbral de ambos se mostró inferior. Ello significa que el plomo del suelo en esta localidad no está presente de manera natural, sino que su presencia puede ser consecuencia de fuentes que producen y emiten este metal, como puede ser tránsito vehicular (Siegler et al., 1982); también la utilización de fertilizantes ó la caída de las hojas que llevan consigo plomo impactado (Heichel y Hankin, 1972).

En cuanto a la concentración de fondo detectada para plomo absorbido en las hojas de liquidambar y ricino y en las acículas del pino, era de esperarse que no se detectaran en las angiospermas, es decir sus niveles mostraron ser consecuencia de la contaminación por plomo ya sea proveniente del suelo ó de la atmósfera (ó ambas), pues el plomo no es un elemento esencial para el desarrollo de las plantas. El caso de la gimnosperma Pinus radiata fué diferente, la concentración de fondo detectada fué de 3.32 ppm y su \bar{X}_g de 2.18 ppm, esto no significa que este vegetal necesite el plomo para su crecimiento y que el metal se presentara de manera natural, sino que tiene la capacidad de retenerlo, sin que le ocasione daños severos, aunque concentraciones superiores al nivel umbral, pueden provocar alteraciones

en su fisiología. El porcentaje de acículas que mostraron tener concentraciones de plomo en cantidades excesivas, pudiendo ser dañinas fué del 67%.

La presencia del plomo impactado en las hojas de los tres vegetales, es de manera casual, pues esta determinada por diversos factores como: viento, lluvia y de las características morfológicas foliares. Pinus radiata resultó ser una especie bastante eficiente como colectora de partículas impactadas en sus acículas, su concentración de fondo fué de $4.37 \mu\text{g}/\text{cm}^2$, por arriba de esta concentración la carga de plomo parece ser excesiva (67% de las acículas resultaron estar contaminadas por plomo depositado), lo cual está relacionado con el contenido de plomo en la atmósfera, que puede ser considerado como un nivel alto.

Liquidambar styraciflua presentó un porcentaje de contaminación por partículas depositadas en sus hojas superior al 75% y Ricinus communis no rebasó el 40% tomando en cuenta este análisis, y estas dos especies las características de liquidambar a diferencia del ricino favorecen la captación de las aeropartículas.

L I T E R A T U R A

A

- ABD-Elfattah, A y K. Wada. (1981). Adsorption of lead, copper, zinc, cobalt, and cadmium by soils that differ in cation-exchange materials. *J. Soil Sci.* 32: 271-283.
- Allinson, D. y Dzialo, C. (1981). The influence of lead, cadmium, and nickel on the growth of ryegrass and oats. *Plant Soil* 62: 81-89.
- Andersen 2000 Inc. (1976). Operating manual for ACFM ambient particle sizing samplers. Atlanta, Georgia.
- Antonovics, J. A., Bradshaw, D. y Turner, R. (1971). Heavy metal tolerance in plants. *Ad. Ecol. Res.* 7: 1-85.
- APHA-AWWA-WPCF (American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation). (1976). Standard methods for the examination of water and wastewater. 14th. Ed. USA. 1193 p.
- Atkins, P. (1969). Lead in a suburban environment. *J. Air Poll. Control Assoc.* 19: 591.
- Ault, W., Senechal, R., y Erlebach, W. (1970). Isotopic composition as a natural tracer of lead in the environment. *Environ. Sci. Technol.* 4: 305-313.

- Báez, A., Belmont, R., LeMoyné, L. y Rosas, I. (1986). Chemistry of rain precipitation at México City, México. *Revista Geofísica* 24: 143-156.
- Baldocchi, D., Hicks, B. y Camara, P. (1987). A canopy stomatal resistance model for gaseous deposition to vegetated surfaces. *Atmos. Environ.* 21: 91-101.
- Barrie, L.A., Lindberg, S.E., Chan, W.H., Ross, H.B., Arimoto, R. y Church, T.M. (1987). On the concentration of trace metals in precipitation. *Atmos. Environ.* 21: 1133-1135.
- Barry, S.A. y Clark, S.C. (1978). Problems of interpreting the relationship between the amounts of lead and zinc in plants and soil on metalliferous wastes. *New Phytol.* 81: 773-783.
- Bazzaz, F.A., Carlson, R.W. y Rolfe, G.L. (1974). The effect of heavy metals on plants part I. Inhibition of gas exchange in sunflower by Pb, Cd, Ni and Tl. *Environ. Pollut.* 7: 241-246.
- Beauford, W. y Barber, J. (1977). Release of particles containing metals from vegetation into the atmosphere. *Science* 195: 571-573.
- Beck, E., Manojlovic, N y Fisher, A. (1973). Die zytotoxizität von blei. En: Proceedings of the International Symposium: Environmental Health aspects of lead. Amsterdam, 2-6 octubre 1972. Luxemburgo, Comisión de las comunidades europeas. pp. 451-461.
- Blokker, P. (1972). A literature survey on some health aspects of lead emissions from gasoline engines. *Atmos. Environ.* 6: 1.
- Bomback, J., Wheeler, M., Tabock, J. y Janowski, J. (1975). Distribution of contaminants in used automotive emission catalysts. *Environ. Sci. Technol.* 9: 139.
- Bove, J. y Siebenberg, S. (1970). Airborne lead and carbon monoxide at 45 th street, New York, city. *Science* 167: 986.
- Boyer, K. y Laitinen, H. (1974). Lead halide aerosols some properties of environmental significance. *Environ. Sci. Technol.* 8: 1093-1096.

- Bravo, H. y Torres, R. (1983). Alternativas de solución para mejorar la calidad del aire con respecto al bióxido de S y partículas en el área metropolitana de la Cd. de México. UNAM. 1983.
- Bravo, H. (1987). La contaminación del aire en México. 1a. Ed. Fundación Universo Veintiuno a.c. México, D.F. 297 p.
- Briggs, D. (1976). Genecological studies of lead tolerance in groundsel (Senecio vulgaris L.). *New Phytol.* 77: 173-186.
- Broyer, T, Johnson, C. y Paull, R. (1972). Some aspects of lead in plant nutrition. *Plant Soil* 36: 301-313.
- Bunzl, K., Schmidt, W. y Sansoni, B. (1976). Kinetics of ion exchange in soil organic matter. Adsorption and desorption of Pb^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} y Ca^{2+} by peat. *J. Soil Sci.* 27: 32-41.
- Burnham, C., Moore, C., Kanabrocki, E. y Hattori, D. (1969). Determination of lead in airborne particulates in Chicago and Cook County, Illinois by atomic absorption spectroscopy. *Environ Sci. Technol.* 3: 472.

- Cannon, H. y Bowles, J. (1962). Contamination of vegetation by tetraethyl lead. *Science* 137; 765-766.
- Cantwell, E, Jacobs, E., Gunz, W. y Liberi, V. (1972). Control of particulate lead emissions from automobiles. En; Cycling and control of metals. (Eds. Curry, M. y Gigliotti, G.) Cincinnati, OH. USEPA. pp. 95-107.
- Carlson, R., Bazzaz, F. y Stukel, J. (1976). Physiological effects wind reentrainment, and rainwash of Pb aerosol particulate deposited on plant leaves. *Environ. Sci. Technol.* 10; 1139-1142.
- Carlson, R. y Rolfe, G. (1979). Growth of rye grass and fescue as affected by lead-cadmium fertilizer interaction. *J. Environ. Qual.* 8; 348-352.
- Coghi, L. y Bellelli, E. (1967). Research on lead air pollution caused by motor vehicles in Parma. *Nuovi Annig Microbiol.* 18; 1-14.
- Corrin, M. (1973). Impact on man of environmental contamination caused by lead. En; Interim report. (July 1972-December 1973) (Ed. Edwards, H.) Colorado State University, Fort Collins, CO.
- Corrin, M. y Natusch, D. (1980). Physical and chemical characteristics of environmental lead. En; Lead in the environment. (Eds. Bogges, W. y Wixson, B.). NSF/RA-770214 Washington, D.C. pp. 7-31.
- Crump, D., Barlow, P. y Van Rest, D. (1980). Seasonal changes in the lead content of pasture grass growing near a motorway. *Agric. Environ.* 5; 213-225.
- Crump, D. y Barlow, P. (1982). Factors controlling the lead content of a pasture grass. *Environ. Pollut.* 3; 181-192.

- Chamberlain, A. (1970). Interception and retention of radioactive aerosols by vegetation. *Atmos. Environ.* 4: 57-78.
- Chamberlain, A. (1975). Travel and deposition of lead aerosols. In: Science, Technology and Environmental Management. (Eds. Hey, R. y Davies, T.) Saxon House.
- Chamberlain, A. (1983). Fallout of lead and uptake by crops. *Atmos. Environ.* 17: 693-706.
- Chaney, W. y Strickland, R. (1984). Relative toxicity of heavy metals to red pine pollen germination and germ tube elongation. *J. Environ. Qual.* 13: 391-394.
- Cholak, J., Shafer, L. y Sterling, T. (1961). The lead content of the atmosphere. *J. Air pollut. Control Assoc.* 11: 281.
- Chow, T., Earl, J., y Bennett, C. (1969). Lead aerosols in marine atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* 3: 737.
- Chow, T. (1970). Lead accumulation in roadside soil and grass. *Nature* 225: 295.

D

- Daines, R., Mootto, H. y Chilko, D. (1970). Atmospheric lead; Its relationship to traffic volume and proximity to highways. *Environ. Sci. Technol.* 4: 318-322.
- Davies, B. (1971). Trace metal content of soils affected by base metal mining in the West of England. *OIKOS* 22: 366-372.
- Davies, B. y Holmes, P. (1972). Lead contamination of roadside soil and grass in Birmingham, England, in relation to naturally occurring levels. *J. Agric. Sci. Camb.* 79: 479-484.
- Davies, B. y Roberts, L. (1975). Heavy metals in soils and radish in a mineralised limestone area of Wales, Great Britain. *Sci. Total Environ.* 4: 249-261.
- Davies, B., Cartwright, J. y Hudders, G. (1978). Heavy metals in soils and plants of urban engalnd. En: 1st national conference on effects of trace element pollutants on agricultural environmental quality. Held at putway, Poland, May 4-6, 1978. (Ed. Kabata, A.) Vol. II. pp. 117-127.
- Davies, B. y White, H. (1981). Trace elements in vegetables grown on soils contaminated by base metal mining. *J. Plant Nutrition* 3: 387-396.
- Davies, B. (1983). A graphical estimation of the normal lead content of some british soils. *Geoderma* 29: 67-75.
- Davies, B. y Houghton. (1984). Distance-decline patterns in heavy metal contamination of soils and plants in Birmingham, England. *Urban Ecol.* 8: 285-294.
- Diego, P. (1970). Contribución a la flora silvestre de los alrededores del Jardín Botánico de la UNAM. Tesis (Licenciatura) Fac. Ciencias. UNAM. México. 189 p.
- Dollard, G. y Lepp, N. (1980). Differential mobility of lead and zinc in phloem tissue of sycamore (*Acer pseudoplatanus* L.) *Z. Pflanzenphysiol.* Bd. 97: 409-416.

- Dorn, R., Pierce, J., Chase, G. y Phillips, P. (1975). Environmental contamination by lead, cadmium, zinc, and copper in a new lead-producing area. *Environ. Res.* 9: 159-172.
- Duprey, R. (1972). Compilation of air pollutant emission factors. EPA Publication No. AP-42.

E

- Edwards, H. (1974). Environmental contamination caused by lead, NSF Interim Report, Colorado State Univ., Fort Collins.
- Eleftheriou, E. (1987). A comparative study of leaf anatomy of olive trees growing in the city and the country. *Environ. Exp. Bot.* 27: 105-117.
- Elsenreich, S., Metzger, N. y Urban, N. (1986). Response of atmospheric lead in gasoline. *Environ. Sci. Technol.* 20: 171-174.
- Ernst, W. y Bast-Cramer, W. (1980). The effect of lead contamination of soils and air on its accumulation in pollen. *Plant Soil* 57: 491-496.
- Esau, K. (1976). Anatomía Vegetal. 3a. Ed. Omega. Barcelona, España. 779 p.
- Ewing, B. y Pearson, J. (1974). Lead in the environment. *Advan. Environ. Sci. Technol.* 3: 1.

- García, de M. (1973). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koeppen. UNAM. México. 246 p.
- García, de M. (1978). Apuntes de Climatología. UNAM. México. 153 p.
- García-Miragaya, J., Castro, S. y Paolini, J. (1981). Lead and zinc levels and chemical fractionation in road-side soils of Caracas, Venezuela. Water, Air, Soil Pollut. 15: 285-297.
- Garland, C. y Wilkins, D. (1981). Effect of calcium on the uptake and toxicity of lead in Hordeum vulgare L. and Festuca ovina L. New Phytol. 87: 581-593.
- Glaser, R. y Hernández, L. (1972). Lead detection in living plants tissue using a new histochemical method. J. Air Poll. Control. Assoc. 22: 463-467.
- Goźdik, S., Florowski, T., Piorek, S. y Sassen, M. (1979). An attempt to determine the tissue contamination of Quercus robur L. and Pinus silvestris L. foliage by particulates from zinc and lead smelters. Environ. Pollut. 18: 97-106.
- González, A. y Esquivel, B. (1981). Cuantificación de metales pesados en suelos y plantas del D.F. Rev. Soc. Quim. Mex. 25: 483-487.
- Grodzinska, K. y Kázmierczakowa, R. (1977). Heavy metal content in the plants of Cracow parks. Bulletin de l'Academie Polonaise des Sciences. Série des sciences biologiques. Cl. V. Vol. XXV 25: 227-234.
- Gutierrez, A. (1983). Análisis micológico del agua de lluvia y su relación con algunos parámetros meteorológicos. Tesis (Licenciatura) Fac. Ciencias. UNAM. México. 114 p.

H

- Hall, S. (1972). Pollution and poisoning. Environ. Sci. Technol. 6: 31-35.
- Harrison, R., Perry, R. y Wellings, A. (1975). Lead and cadmium in precipitation. Their contribution to pollution. J. Air Poll. Control. Assoc. 25: 627-630.
- Harrison y Duncan. (1977). A comparative study of methods for the analysis of total lead in soils. Water, Air, Soil Pollut. 8: 387-392.
- Hassett, J. (1974). Capacity of selected Illinois soils to remove lead from aqueous solution. Commun. Soil. Sci. and Plant Anal. 5: 499-505.
- Hassett, J., Miller, J. y Koeppel, D. (1976). Interaction of lead and cadmium on maize root growth and uptake of lead and cadmium by roots. Environ. Pollut. 11: 297-302.
- Heath, O. y Russell, J. (1954). Studies in stomatal behaviour. VI. An investigation of the light responses of wheat stomata with the attempted elimination of control by the mesophyll. Part. 2. J. Exp. Bot. 5: 269-292.
- Heichel, G. y Hankin, L. (1972). Particles containing lead, chlorine and bromine detected on trees with an electron microprobe. Environ. Sci. Technol. 6: 1121-1122.
- Heichel, G. y Hankin, L. (1976). Roadside coniferous windbreaks as sinks for vehicular lead emissions. J. Air Poll. Control Assoc. 26: 767-770.
- Heidorn, K. y Rohac, I. (1981). Trends of airborne particulate lead in Ontario. 1971-1979. J. Air Pollut. Control. Assoc. 31: 1097-1098.
- Hirschler, D. y Gilbert, L. (1964). Nature of lead in automobile exhaust gas. Arch. Environ. Health 8: 297.

- Ho, Y. y Tai, K. (1979). Effect of rain on lead levels in roadside vegetation in Hong Kong. Bull. Environm. Contam. Toxicol. 23: 658-660.
- Ho, Y. y Tai, K. (1988). Elevated levels of lead and other metals in roadside soil and grass and their use to monitor aerial metal depositions in Hong Kong. Environ. Pollut. 49: 37-51.
- Hogan, G. y Wotton, D. (1984). Pollutant distribution and effects in forests adjacent to smelters. J. Environ. Qual. 13: 377-382.
- Horiuchi, K. (1970). Lead in the environment and its effect on man in Japan. Osaka City Med. Jour. 15: 1.
- Hughes, M., Lepp, N. y Phipps, D. (1980). Aerial heavy metal pollution and terrestrial ecosystems. Adv. Ecol. Res. 11: 218-227.
- Huntzicker, J., Friedlander, S. y Davidson, C. (1975). Material balance for automobile emitted lead in Los Angeles basin. Environ. Sci. Technol. 9: 448-457.

J

- Jeffries, D. y Snyder, W. (1981). Atmospheric deposition of heavy metals in central Ontario. Water, Air, Soil Pollut. 15: 127-152.
- Jones, L., Jarvis, S. y Cowling, D. (1973). Lead uptake from soils by perennial ryegrass and its relation to the supply of an essential element (sulphur). Plant Soil 38: 605-619.
- Jones, L., Clement, C. y Hopper, M. (1973). Lead uptake from solution by perennial ryegrass and its transport from roots to shoots. Plant Soil 38: 403-414.
- Jost, D. y Sartorius, R. (1979). Improved ambient air quality due to lead in petrol regulation. Atmos. Environ. 13: 1463-1465.

K

- Karamanos, R., Bettany, J. y Stewart, J. (1976). The uptake of native and applied lead by alfalfa and bromegrass from soil. *Can. J. Soil Sci.* 56: 485-494.
- Kazimir, J., Clarke, B. y Brennan, E. (1982). Trees indicate decreased lead pollution along New Jersey Highways. *J. Air Pollut. Control Assoc.* 32: 957-958.
- Kazmierczakowa, R. (1975). Correlation between the amount of industrial dust fall and the lead and zinc accumulation in some plant species. *Bulletin de l'Academie Polonaise des Sciences. Série des sciences biologiques. Cl. II Vol. XXIII.* 23: 611-621.
- Keller, T. (1974). Über die filterwirkung von Hecken für verkehrs bedingte staubförmige luftverunreinigungen, insbesondere Bleiverbindungen. *Schweiz. Zeit Forstwesen* 125: 71.
- Khan, D. y Frankland, B. (1983). Effects of cadmium and lead on radish plants with particular reference to movement of metals through soil profile and plant. *Plant Soil* 70: 335-345.
- Khandekar, R., Kelkar, D. y Vohra, K. (1980). Lead, cadmium, zinc, copper and iron in the atmosphere of greater Bombay. *Atmos. Environ.* 14: 457-461.
- Koeppel, D. y Miller, R. (1970). Lead effects on corn mitochondrial respiration. *Science* 167: 1376-1378.
- Konopinski, V. y Upham, J. (1967). Commuter exposure to atmospheric lead. *Arch. Environ. Health.* 14: 589.
- Kozlowski, T. (1979). Tree growth and environmental stresses. University of Washington Press. 192 p.

- Lagerwerff, J. (1971). Uptake of cadmium, lead and zinc by radish from soil and air. *Soil Science* 3: 129-133.
- Lagerwerff, J. (1972). Lead, mercury and cadmium as environmental contaminants. En: Micronutrientes in agriculture. Soil Sci. Soc. Am. capitulo 23.
- Lazrus, A., Lorange, E. y Lodge, J. (1970). Lead and other metal iones in United States precipitation. *Environ. Sci. Technol.* 4: 55-58.
- Lee, R., Patterson, R. y Wagnan, J. (1968). Particle-size distribution of metal components in urban air. *Environ. Sci. Technol.* 2: 288-290.
- Lee, R., Goranson, S., Enrione, R. y Morgan, G. (1972). National Air Surveillance Cascade Impactor Network. II. Size distribution measurements of trace metal components. *Environ. Sci. Technol.* 6: 1025-1030.
- Leep, N. y Dollard, G. (1974). Studies on lateral movement of ²¹⁰Pb in woody stems. *Oecologia* 16: 179-184.
- Linzon, S., Chai, B., Temple, P., Pearson, R. y Smith, M. (1976). Lead contamination of urban soils and vegetation by emissions from secondary lead industries. *J. Air Poll. Control. Assoc.* 26: 650-654.
- Little, P. y Wiffen, R. (1977). Emission and deposition of petrol engine exhaust Pb-I. Deposition of exhaust Pb to plant and soil surfaces. *Atmos. Environ.* 11: 437-447.
- Little, P. y Wiffen, R. (1978). Emission and deposition of lead from motor exhaust -II. Airborne concentration, particle size and deposition of lead near motorways. *Atmos. Environ.* 12: 1331-1341.
- Ludwing, J., Morgan, G. y Mc. Mullen, T. (1970). Trends in urban air quality. *Trans. Amer. Geophys. Union* 51: 468.

- Malone, C., Koeppe, D. y Miller, R. (1974). Localization of lead accumulated by corn plants. *Plant Physiol.* 53: 388-394.
- Mansfield, T. y Majernik, O. (1970). Can stomata play a part in protecting plants against air pollutants? *Environ. Pollut.* 1: 149-154.
- Martin, E., Lane, S. y O'Neill, P. (1981). Lead and horticultural crops. *Scientific Horticulture* 32: 68-77.
- Mc Clenahan, J. y Dochinger, L. (1981). Tree seedling growth and leaf element accumulation in open-top chambers near an urban-industrial area. *Can. J. For. Res.* 11: 274-280.
- Merry, R., Tiller, K., de Vries, M. y Cartwright, B. (1981). Contamination of wheat crops around a lead-zinc smelter. *Environ. Pollut.* 2: 37-48.
- Miles, G., Brandle, J., Daniel, D., Chu-Der, O., Schanare, P. y Uchlick, D. (1972). Inhibition of photosystem II in isolated chloroplasts by lead. *Plant Physiol.* 49: 820.
- Miller, W. y Mc. Fee, W. (1983). Distribution of cadmium, zinc, copper, and lead in soils of industrial northwestern Indiana. *J. Environ. Qual.* 12: 29-33.
- Mishra, L. (1982). Effect of environmental pollution on the morphology and leaf epidermis of Commelina bengalensis Linn. *Environ. Pollut.* 28: 281-284.
- Mitchell, R. y Reith, J. (1966). Lead content of pasture herbage. *J. Sci. Food Agric.* 17: 437-440.
- ozek, E. y Funicelli, N. (1982). Effect on zinc and lead on germination of Spartina alterniflora. *Environ. Exp. Bot.* 22: 23-32.

Motto, H., Daines, R., Chilko, D. y Motto, C. (1970).
Lead in soils and plants; Its relationship to traffic
volume and proximity to highways. Environ. Sci. Technol.
4: 231-237.

Mueller, P., Helwig, H., Alcour, A., Gorg, W. y Jones, F. (1963).
Concentration of fine particles and lead in car exhaust.
ASTM Special Tech. Publ. No. 352. pp. 60-73.

N

Nakos, G. (1982). Pollution of soil and vegetation in the
Thriasian Plain, Greece. Plant Soil 66: 271-277.

Nicklow, C., Comas-Haezebrouck, P. y Fader, W. (1983).
Influence of varying soil lead levels on lead uptake
of leafy and root vegetables. J. Amer. Soc. Hort. Sci.
108: 193-195.

O

Ortiz, C. (1980). El microclima de Ciudad Universitaria, D.F.
Tesis (Licenciatura) Fac. de Filosofía y Letras. Colegio
de Geografía. UNAM. México.

- Page, A. y Ganje, T. (1970). Accumulations of lead in soils for regions of high and low motor vehicle traffic density. *Environ. Sci. Technol.* 4: 140-142.
- Page, A., Ganje, T. y Joshi, M. (1971). Lead quantities in plants, soil, and air near some mayor highways in southern California. *Hilgardia* 41: 1.
- PEMEX (1986). Aspectos generales del plomo y su comportamiento en el medio ambiente. GPTA - E - 003. 100 p.
- Perkin-Elmer. (1977). Analytical methods using the HGA graphite furnace. Norwalk, Connecticut.
- Pierrad, J. (1969). Photochemical decompositon of lead halides from automobile exhaust. *Environ. Sci. Technol.* 3: 48.
- Pilotte, J., Winchester, J. y Nelson, J. (1978). Components of lead in the atmosphere of St. Louis, Missouri. *J. Applied Meteorol.* 17: 627-635.

- Rains, D. (1975). Wild oat as an indicator of atmospheric inputs of lead to a rangeled ecosystem. *J. Environ. Qual.* 4; 532-536.
- Rapoport, E., Betancourt, D. y López, M. (1983). Aspectos de la ecología urbana en la Ciudad de México. Flora de las calles y baldíos. Instituto de Ecología y Museo de Historia Natural de la Ciudad de México. Limusa, México. 197 p.
- Ratcliffe, D. y Beeby, A. (1980). Differential accumulation of lead in living and decaying grass on roadside verges. *Environ. Pollut.* 23; 279-286.
- Reddy, C. y Patrick, W. (1977). Effect of redox potential and pH on the uptake of cadmium and lead by rice plants. *J. Environ. Qual.* 6; 259-261.
- Reiter, E. y Katen, P. (1971). (1971). Transport of lead from automotive sources through the environment. En: AGU Fall annual meeting, San Francisco, C.A.
- Reiter, E. (1972). Hidrodinamic tracers. AEC Review series, U.S. Atomic Energy Commission.
- Reiter, E., Henmi, T. y Katen, P. (1980). Modeling Atmospheric Transport. En: Lead in the environment. (Eds. Boggess, W. y Wixson, B.) NSF/RA-770214 Washington, D.C. pp. 73-92.
- Richardson, M. (1979). Translocación en las plantas. Omega. Barcelona, España. 73 p.
- Robbins, J. y Snitz, F. (1972). Bromine and chlorine loss from lead halide automobile exhaust particulates. *Environ. Sci. Technol.* 6; 164.
- Roberts, T., Hutchinson, T., Paciga, J., Chattopadhyay, A., Jarvis, R. y Van Loon. (1974). Lead contamination around secondary smelters. *Science, Wash.* 186; 1120-1123.

- Rüderer, G. (1984). On the toxic effects of tetraethyl lead and its derivatives on the chrysophyte Poterioochromonas malhamensis. V. Electron microscopical studies. Environ. Exp. Bot. 24: 17-30.
- Rohbock, E., Georg, H. y Müller, J. (1980). Measurements of gaseous lead alkyls in polluted atmospheres. Atmos. Environ. 14: 89-98.
- Rolfe, G. (1973). Lead uptake by selected tree seedlings. J. Environ. Qual. 2: 153-157.
- Rolfe, G. y Bazzaz, F. (1975). Effect of lead contamination on transpiration and photosynthesis of loblolly pine and autumn olive. For. Science 21: 33-35.
- Rolfe, G. y Haney, A. (1975). An ecosystem analysis of environmental contamination by lead. Research Report, No. 1 Urbana, Illinois, Institute for Environmental Studies. UIUC.
- Rolfe, G., Bazzaz, F. y Carlson, R. (1975). The effect of heavy metals on plants. II. Net photosynthesis and transpiration of whole corn and sunflower plants treated with Pb, Cd, Ni, and Tl. Environ. Res. 10: 113-120.
- Roman, B. (1971). Tejidos Vegetales. 2da Ed. Bruño, Madrid, España. 61 p.
- Rother, J., Millbank, J. y Thornton, I. (1982). Effects of heavy-metal additions on ammonification and nitrification in soils contaminated with cadmium, lead and zinc. Plant Soil 69: 239-258.
- Rühling, A. y Taylor, G. (1968). An ecological approach to the lead problem. Bot. Notiser. 121: 321-342.
- Rühling, A. y Tyler, G. (1973). Heavy metal deposition in Scandinavia. Water, Air, Soil Pollut. 2: 445-455.
- Rzedowski, G. (1981). Flora fanerogámica del Valle de México. CECSA México. 403 p.

- Sandoval, E. (1985). Anatomía del género Opsiantra, Opsiantra maya O.F. Cook, Opsiantra gomez-pompa Quero. Tesis (Licenciatura) Fac. de Ciencias. UNAM. México 136 p.
- Santillan-Medrano, J. y Jurinak, J. (1975). The chemistry of lead and cadmium in soil; soil phase formation. Proc. Soil Sci. Am. 39: 851-856.
- Sass, J. (1961). Botanical Microtechnique. 3a Ed. The Iowa State University Press., Ames Iowa. 221 p.
- SEDUE, (1986). Informe sobre el estado del medio ambiente en México. Subsecretaría de Ecología, México.
- Shacklette, H., Hamilton, J., Boerngen, J. y Bowles, J. (1971). Elemental composition of surficial materials in the conterminous United States. U.S. Geol Survey. Prof. Paper 574-D. U.S. Govt. Printing Office, Washington. 71 p.
- Shuck, E y Locke, J. (1970). Relationship of automotive lead particulates to certain consumer crops. Environ. Sci. Technol. 4: 324-332.
- Sigler, E., Fuentes, V. y Vargas, C. (1982). Análisis de la contaminación del aire por partículas en Ciudad Universitaria. III Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Vol. II. Acapulco, Gro. México.
- Smith, W. (1972). Lead and mercury burden of urban woody plants. Science 176: 1237-1238.
- Smith, W. (1973). Metal contamination of urban woody plants. Environ. Sci. Technol. 7: 631-636.
- Smith, W. (1976). Lead contamination of the roadside ecosystem. J. Air Poll. Control. Assoc. 26: 753-766.
- Stephens, G., Hankin, L. y Glover, W. (1972). Lead emissions from incinerated sewage sludge detected on the tree foliage. J. Air Poll. Control Assoc. 22: 799-800.

Stewart, Ch. (1966). Excretion and heartwood formation in living trees. *Science* 153: 1068-1074.

Szopa, P., Mc Ginnes, E. y Pierce, J. (1973). Distribution of lead within the xilem of trees exposed to air-borne lead compounds. *Wood Science* 6: 72-77.

T

Tate, M y Bates, M. (1984). Bulk deposition of metals in Tulsa, Oklahoma. *Water, Air, Soil Pollut.* 22: 15-26.

Taylor, R. y Griffin, G. (1981). The distribution of topically applied heavy metals in the soil. *Plant Soil* 62: 147-152.

Ter Haar, G. (1970). Air as a source of lead in edible crops. *Environ. Sci. Technol.* 4: 226-230.

Ter Haar, G. (1971). The effect of lead antiknocks on the lead content of crops. *J. Wash. Acad. Sci.* 61: 114.

Ter Haar, G. y Bayard, M. (1971). Composition of airborne lead particles. *Nature* 232: 553.

Ter Haar, G., Lerane, D., Hu, J. y Brandt, M. (1972). Composition size control of automotive exhaust particulates. *J. Air Pollut. Control Assoc.* 22: 39.

Thrane, K. (1978). Background levels in air of lead, cadmium, mercury and some chlorinated hydrocarbons measured in south norway. *Atmos. Environ.* 12: 1155-1161.

U

U.S. Dept. of Health, Education and Welfare. (1969). Air Quality Criteria for particulate matter, U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. 115 p.

V

Van Hook, R., Harris, W. y Henderson, G. (1977). Cadmium, lead and zinc distributions and cycling in a mixed deciduous forest. *Ambio* 6: 281-286.

Vandergrift, A., Shamon, L., Lawless, E., Garman, P. y Sailee, E. (1971). Particulate pollutant system study. Vol. III. Handbook of emission properties. NTISPB 203522.

Varshney, C. y Garg, K. (1980). Significance of leaf surface characteristics in plant responses to air pollution. *Water, Air, Soil Pollut.* 14: 429-433.

W

Wedding, J., Carlson, R., Stukel, J. y Bazzaz, F. (1975). Aerosol deposition on plant leaves. *Environ. Sci. Technol.* 9: 151-153.

Weihe, H. (1986). Tropical city boom -The health factor-. *Sentinel Health Environ. Inter.* 3: 1-2.

Wheeler, G. y Rolfe, G. (1979). The relationship between daily traffic volume and the distribution of lead in roadside soil and vegetation. *Environ. Pollut.* 18: 265-274.

Wilson, D. y Cline, J. (1966). Removal of plutonium-239, tungsten-185 and lead-210 from soils. *Nature* 209: 941.

Williams, S., McNeilly, T. y Wellington, E. (1977). The decomposition of vegetation growing on metal mine waste. *Soil Biol. Biochem.* 9: 271-275.

Z

- Zimdahl, R. (1976). Impact on man of environmental contamination caused by lead. Interim report, NSF Grant GI-4, Colorado State University, Fort Collins, CO.
- Zimdahl, R. (1974). Environmental contamination caused by lead. En: Report to National Science Foundation. (Ed. Edwards, H.) 383p.
- Zimdahl, R. (1976). Entry and movement in vegetation of lead derived from air and soil sources. J. Air Poll. Control Assoc. 26: 655-660.
- Zimdahl, R., Mc Creary, D. y Gwynn, S. (1978). Lead uptake by plants. The influence of lead source. Environ. Contam. Toxicol. 19: 431-435.
- Zimdahl, R. y Koeppe, D. (1980). Uptake by plants. En: Lead in the environment. (Eds. Boggess, W. y Wixson, B.) NSF/RA-770214 Washington, DC. pp. 99-104.
- Zimdahl, R. y Hasset, J. (1980). Lead in soil. En: Lead in the environment. (Eds. Boggess, W. y Wixson, B.) NSF/RA-770214 Washington, D.C. pp. 93-98.
- Zurera, G., Estrada, B., Rincón, F. y Pozo, R. (1987). Lead and cadmium contamination levels in edible vegetables. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 38: 805-812.

Tabla I. Concentración promedio de Pb en aire, lluvia, suelo y vegetales.

Concentración promedio de Pb.					
	\bar{X}	m	\bar{X}_g	Min	Max
AIRE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	2.16	1.32	1.8	< 0.001	1.52
LLUVIA ($\mu\text{g}/\text{L}$)	24.1	15.5	18.3	9.8	72.9
SUELO (ppm)					
Pb total	70.72	50.1	54.39	10.6	228
Pb disponible	2.67	1.27	1.08	0.02	13.39
VEGETAL (ppm)					
<u>Liquidambar</u>					
Hoja	7.0	6.28	5.43	0.12	24.5
Raíz	1.91	1.79	1.85	1.32	2.67
<u>Ricinus</u>					
Hoja	1.09	0.52	0.58	0.02	9.80
Raíz	2.82	0.94	1.59	0.46	8.43
<u>Pinus</u>					
Acícula	2.58	2.05	2.08	0.51	7.46
Raíz	1.21	1.40	1.34	0.79	1.78

\bar{X} = Media aritmética
 \bar{X}_g = Media geométrica
m = Mediana

Min = Concentración mínima detectada.
Max = " " " máxima " "

Tabla II. Evaluación del plomo en aeropartículas y su distribución por tamaño.

Diámetro de la partícula (μm)	Distribución (%)	Concentración de Pb. ^a ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Mínima	Máxima
7.0 - 11.0	10.58	0.16	0.04	0.84
4.7 - 7.0	5.29	0.08	< 0.001	0.32
3.3 - 4.7	6.34	0.09	< 0.001	0.32
2.1 - 3.3	8.73	0.13	< 0.001	0.48
1.1 - 2.1	18.25	0.27	0.08	0.80
0.7 - 1.1	19.04	0.28	0.05	0.80
0.4 - 0.7	31.74	0.48	0.15	1.52

a = Media geométrica.

Tabla III. Características superficiales de las hojas y concentración de Pb depositado ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)

CARACT. DE SUPERFICIE FOLIAR	<u>Liquidambar styraciflua</u>	<u>Ricinus communis</u>	<u>Pinus radiata</u>	
Pubescencia	Ausente	- Ausente	Ausente	
Textura	Lisa	Ligeramente rugosa	Lisa	
Tipo de secreción	Mucflago	Mucflago	Resina	
Area foliar (cm^2) ^a	23	615	2.6	
[] DE PB ADSORBIDO				
Lámina foliar	\bar{X}	1.11	0.020	6.83
	\bar{X}_G	0.751	0.0134	5.51
	m ^G	0.72	0.013	6.13
	min-max	0.051 - 3.58	0.002 - 0.097	1.35 - 13.35
Pecíolo	%	36.5	24	
	\bar{X}	1.90	0.059	
	\bar{X}_G	1.305	0.041	
	m ^G	1.2	0.034	
min-max	0.203 - 7.82	0.004 - 0.247		
%	63.5	76		

a = Area foliar promedio
 \bar{X} = Media aritmética
 \bar{X}_G = Media geométrica

m = mediana
min = Concentración mínima detectada
max = Concentración máxima detectada

Tabla IV. Concentración de Pb (ppm) en las estructuras de los vegetales.

Estructura vegetal		<u>Liquidambar styraciflua</u>	<u>Ricinus communis</u>	<u>Pinus radiata</u>
Lámina foliar	\bar{X}	6.75	1.34	2.58
	\bar{X}_g	4.88	0.95	2.030
	m^g	6.68	0.94	2.05
	min - max	0.12 - 24.5	∧ 0.02 - 6.94	0.51 - 7.46
Pecíolo	%	37.3	27.5	60
	\bar{X}	7.31	0.81	—
	\bar{X}_g	6.12	0.33	—
	m^g	6.63	0.18	—
Tallo	min - max	0.58 - 17.5	∧ 0.02 - 9.80	—
	%	47	9.5	—
	\bar{X}	0.83	0.63	0.08
	\bar{X}_g	0.225	0.58	0.059
Raíz	m^g	0.43	0.57	0.06
	min - max	0.01 - 2.62	0.37 - 1.17	0.01 - 0.20
	%	1.7	17	2
	\bar{X}	1.91	2.32	1.21
Raíz	\bar{X}_g	1.85	1.59	1.34
	m^g	1.79	0.94	1.40
	min - max	1.32 - 2.67	0.46 - 8.43	0.79 - 1.78
	%	14	46	38

\bar{X} = Media aritmética

\bar{X}_g = Media geométrica

m^g = Mediana

min = Concentración mínima detectada

max = " " máxima "

% = Porcentaje considerado en base a la \bar{X}_g

— = No tiene

Tabla V . Contenido de Pb (ppm) y características físico-químicas del suelo donde se colectaron los vegetales en estudio.

DE Pb EN SUELO	<u>Liquidambar styraciflua</u>	<u>Ricinus communis</u>	<u>Pinus radiata</u>
Pb Total ^a	34.1	63	76.1
min - max	10.6 - 59.1	2.3 - 228	14.7 - 194
Pb Disponible ^a	0.40	1.39	2.40
min - max	0.04 - 3.16	0.02 - 30.1	0.21 - 13.4
CARACTERISTICAS FISICAS Y QUIMICAS			
pH	7.72	7.5	7.7
Materia orgánica (%)	3.62	1.5	1.4
C.I.C. (me/100 g)	59.43	51.4	47
Textura (%)			
Arena	72.46	61.64	77.28
Limo	19.54	20.36	14.72
Arcilla	8	18	8
Tipo de suelo	Migajón arenoso	Migajón arenoso	Migajón arenoso
Fósforo (ppm)	81.2	39.2	12.6

^a = Media geométrica.

C.I.C. = Capacidad de intercambio catiónico.

Tabla VI. Concentración de fondo de Pb (ppm) en suelo y vegetales, detectado mediante el análisis estadístico de Davies (1983).

SUELO	Concentración de Fondo	Muestras Contaminadas (%)	Muestras No Contaminadas (%)
Pb Total	35.60	88	12
Pb Disponible	0.23	86	14
Pb ABSORBIDO			
<u>Liquidambar</u>			
Lámina foliar	—	100	0
Pecilo	—	100	0
<u>Ricinus</u>			
Lámina foliar	—	100	0
Pecilo	—	100	0
<u>Pinus</u>			
Acícula	3.32	33	67
Pb ADSORBIDO ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)			
<u>Liquidambar</u>			
Lámina foliar	0.37	76.5	23.5
Pecilo	—	100	0
<u>Ricinus</u>			
Lámina foliar	0.020	35	65
Pecilo	0.053	37	63
<u>Pinus</u>			
Acícula	4.37	67	33

Tabla VII. Correlación entre el plomo en aeropartículas y el contenido de plomo adsorbido y absorbido en las estructuras vegetales aéreas.

	r	p
Variable independiente: Pb EN LA ATMOSFERA.		
Variable dependiente: Pb ABSORBIDO EN LAMINA FOLIAR		
<u>Liquidambar</u>	-0.11	∇ 0.05
<u>Ricinus</u>	-0.01	∇ 0.05
<u>Pinus</u>	0.27	∇ 0.05
Pb ABSORBIDO EN PECIOLLO		
<u>Liquidambar</u>	-0.04	∇ 0.05
<u>Ricinus</u>	-0.25	∇ 0.05
Pb ADSORBIDO EN LAMINA FOLIAR		
<u>Liquidambar</u>	-0.03	∇ 0.05
<u>Ricinus</u>	0.33	∇ 0.05
<u>Pinus</u>	0.43	∇ 0.05
Pb ADSORBIDO EN PECIOLLO		
<u>Liquidambar</u>	-0.03	∇ 0.05
<u>Ricinus</u>	0.22	∇ 0.05

Fig.2. Variación estacional del plomo y su concentración promedio en diferentes tamaños de aeropartículas.

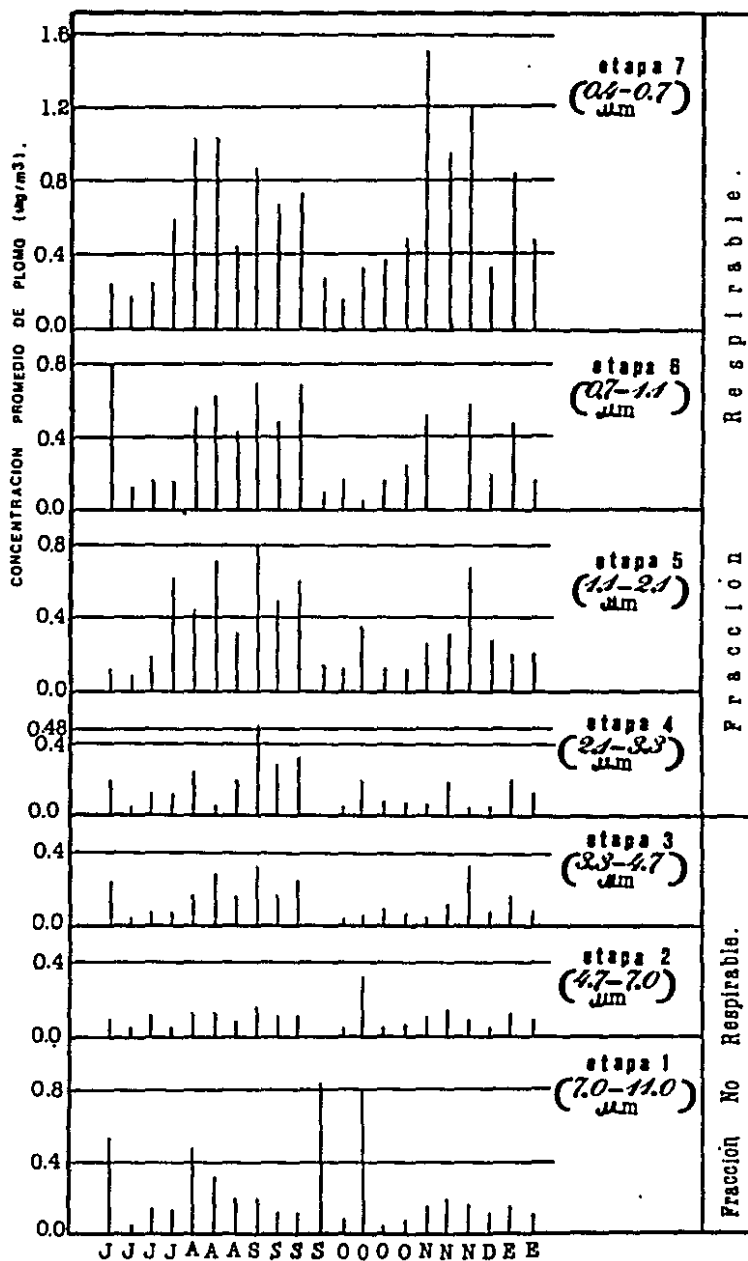


Fig. 3. Volumen de lluvia y su contenido de plomo.

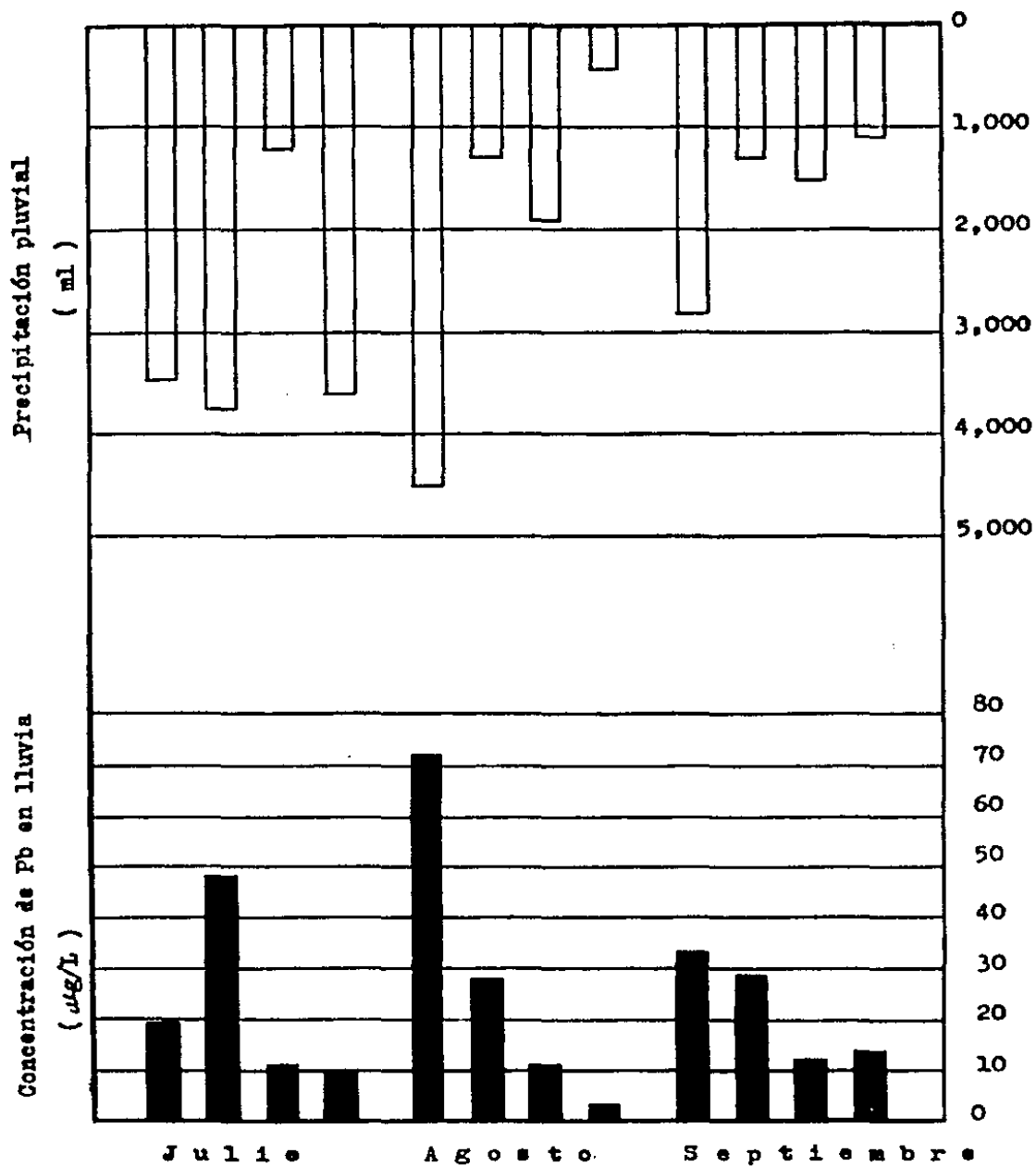


Fig. 4. Concentración promedio mensual de Pb en aire y de Pb adsorbido en estructuras aéreas de las vegetales en estudio.

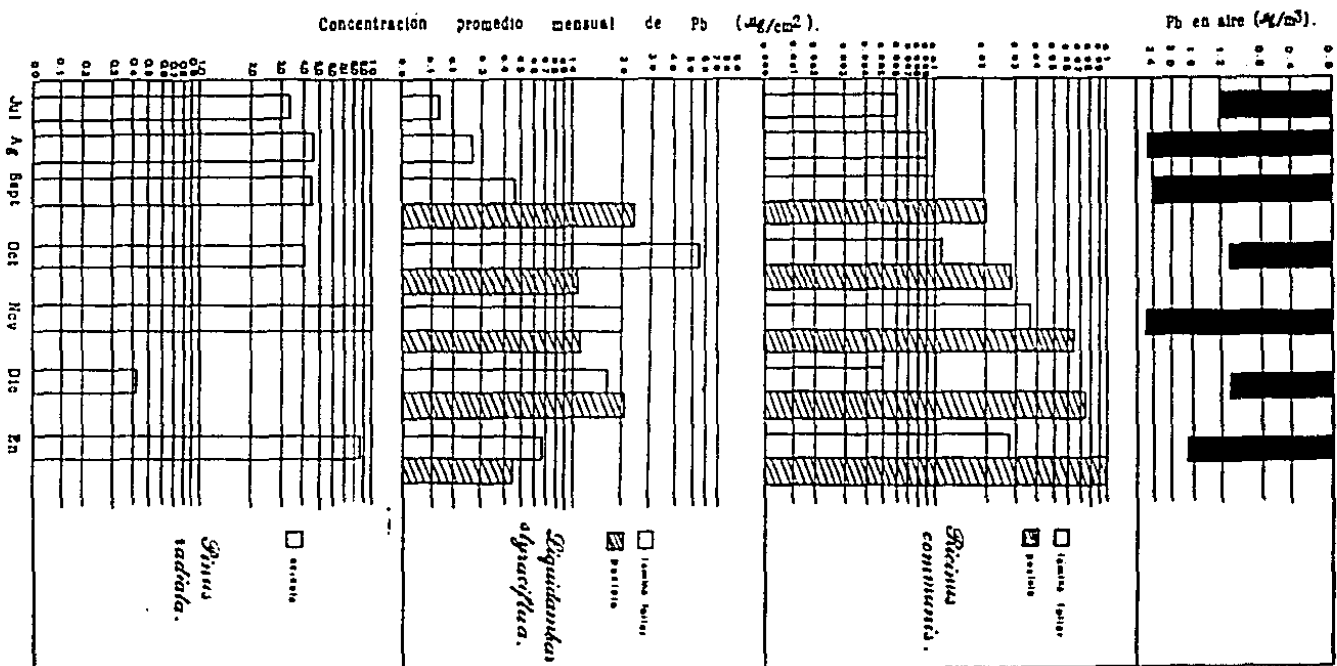


Fig. 5. Distribución del Pb absorbido (%) en diferentes estructuras de las plantas.

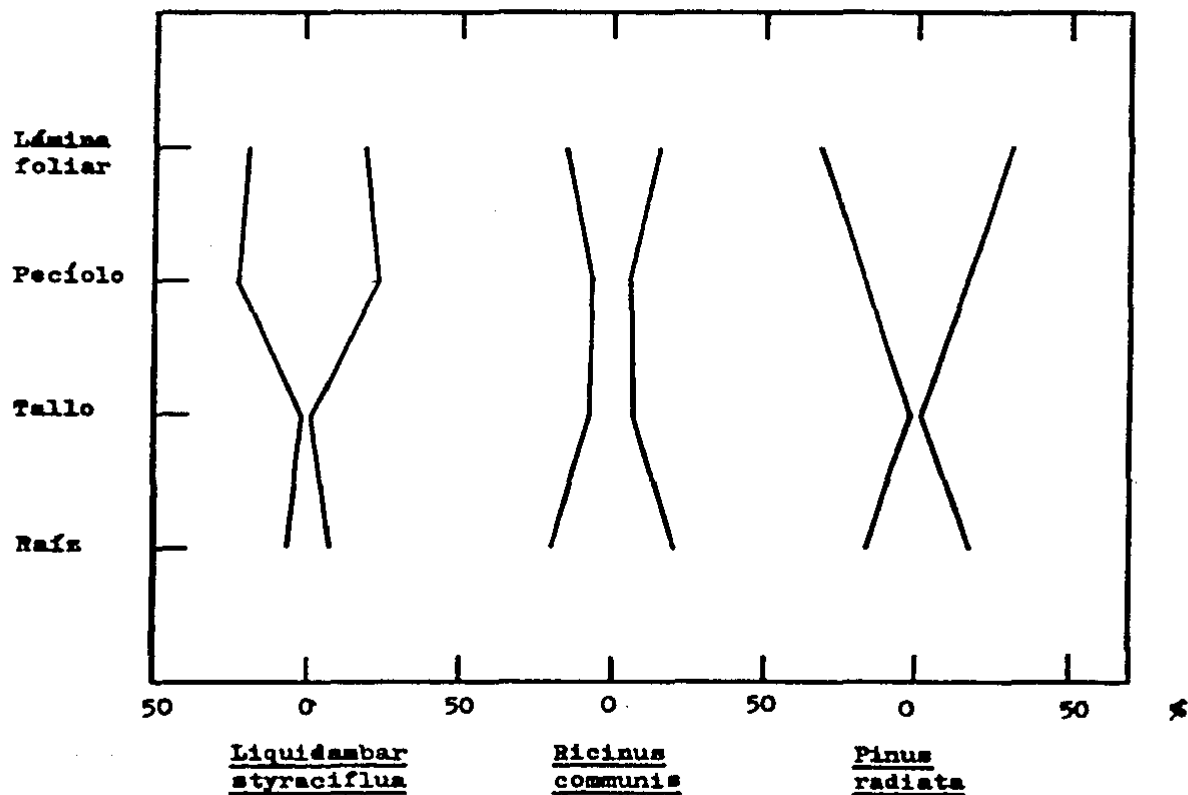


Fig. 6. Concentraciones de Pb absorbido en las estructuras vegetales, durante los meses de estudio.

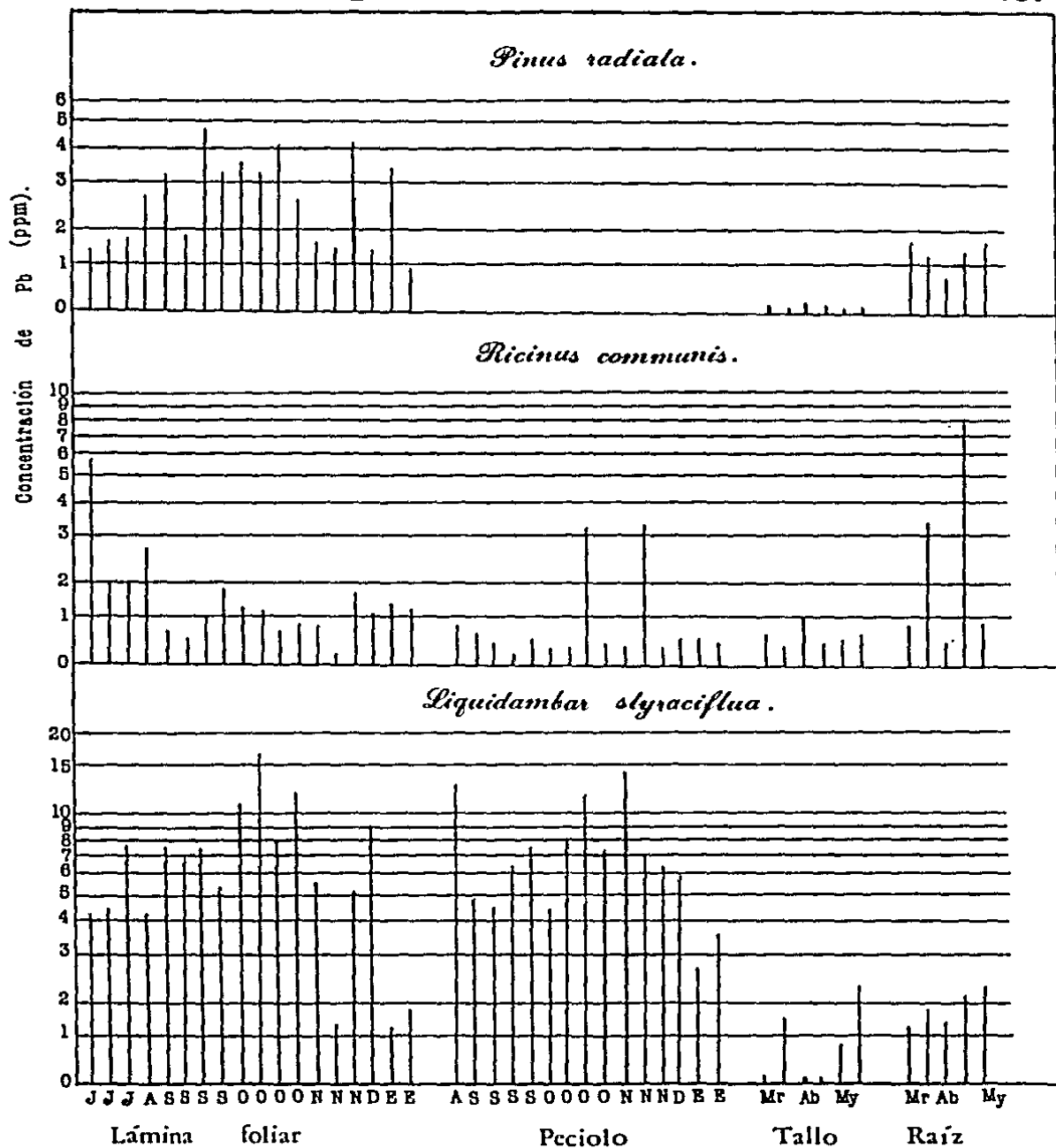
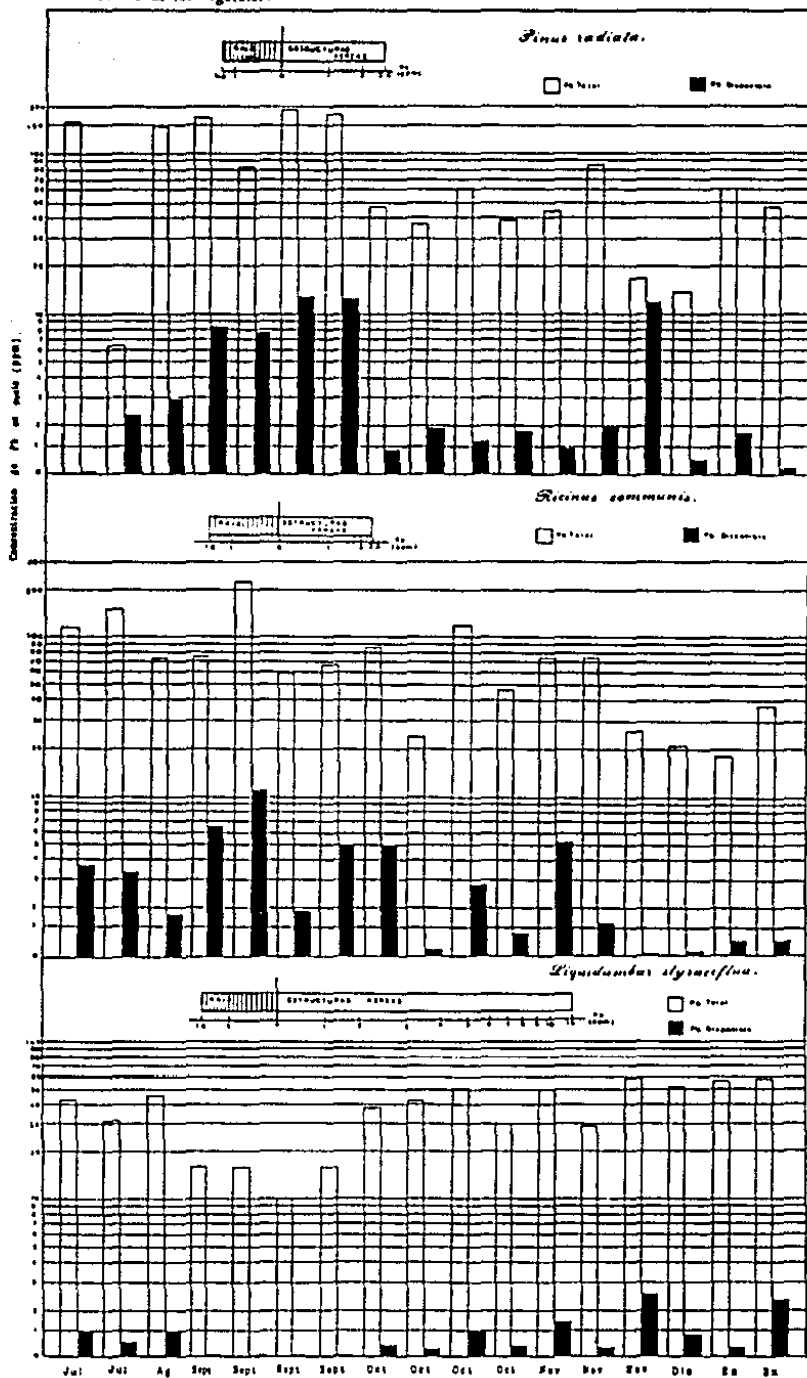
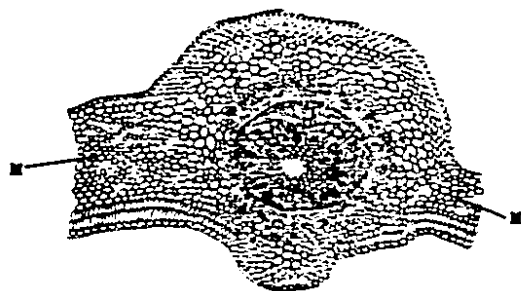
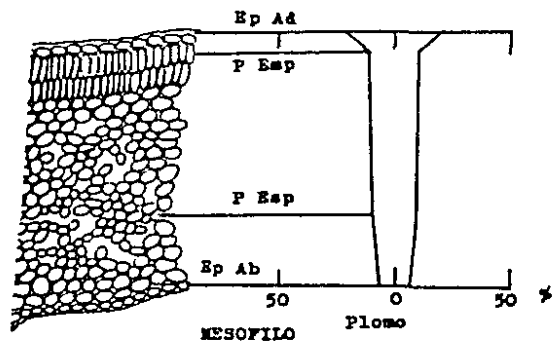


Fig. 2. Cantidad de Pb (total y disponible) en el suelo, y su distribución en raíz y estructuras aereas de los vegetales.

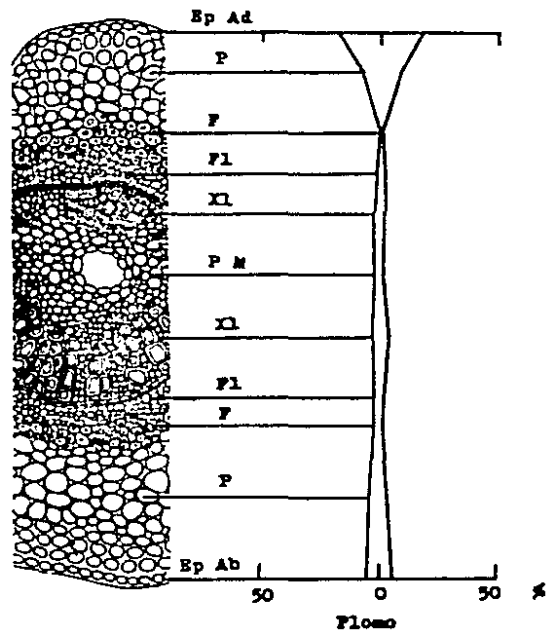




VENA PRINCIPAL

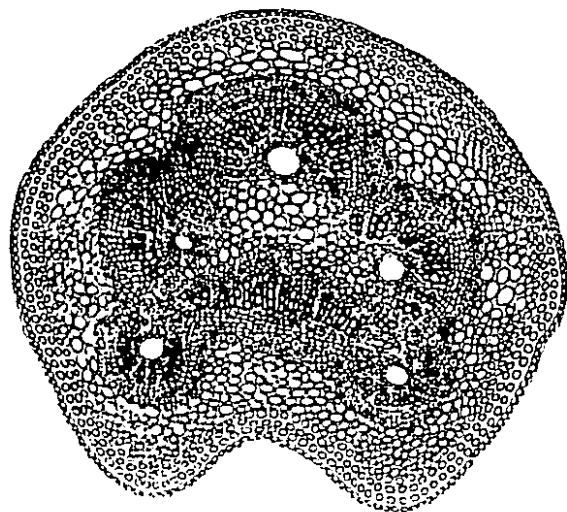


MESOFILO

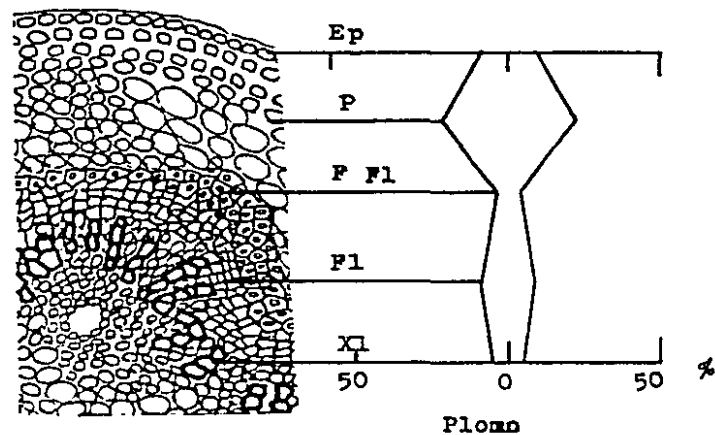


ZONA MEDIA DE LA
VENA PRINCIPAL

Fig. 8. Distribución del plomo particulado, detectado histoquímicamente en lámina foliar de *Liquidambar styraciflua*. Corte transversal. Zona media de la Vena Principal; Epidermis adaxial (Ep Ad), parénquima (P), fibras (F), floema (Fl), xilema (Xl), parénquima medular (P M), epidermis abaxial (Ep Ab). Mesófilo (M); Parénquima en empalizada (P Esp), parénquima esponjoso (P Esp). (X 240).



PECIOLO



ZONA MEDIA DEL PECIOLO

Fig. 9. Distribución del plomo particulado, detectado histoquímicamente en Pecíolo de Liquidambar styraciflua. Corte transversal. Zona media del pecíolo: Epidermis (Ep), parénquima (P), fibras del floema (F Fl), Floema (Fl), xilema (Xl). (X 240).

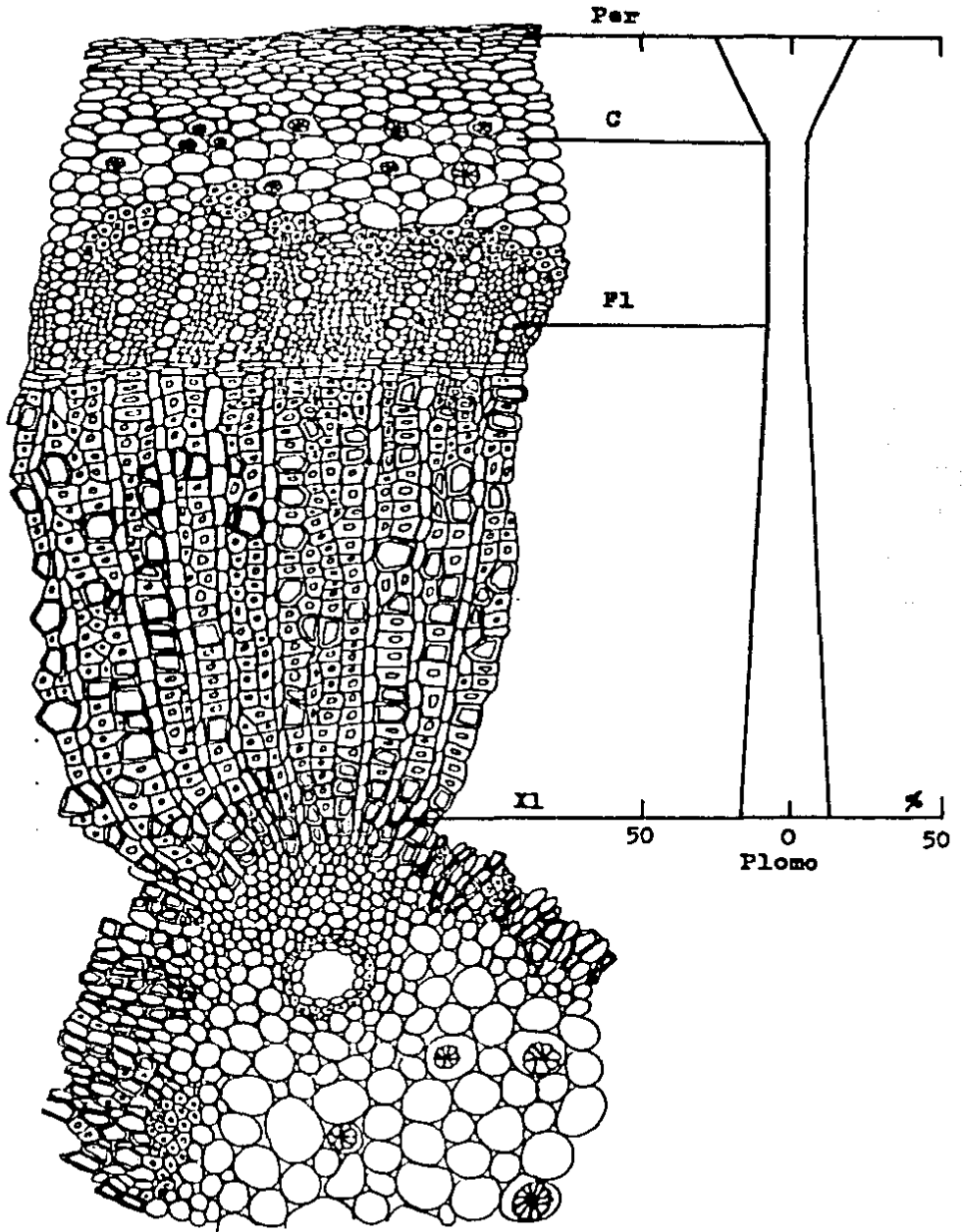


Fig. 10. Distribución del plomo particulado, detectado histoquímicamente en Tallo de *Liquidambar styraciflua*. Corte transversal. Peridermis (Per), córtex (C), floema (Fl), xilema (Xl). (X 240)

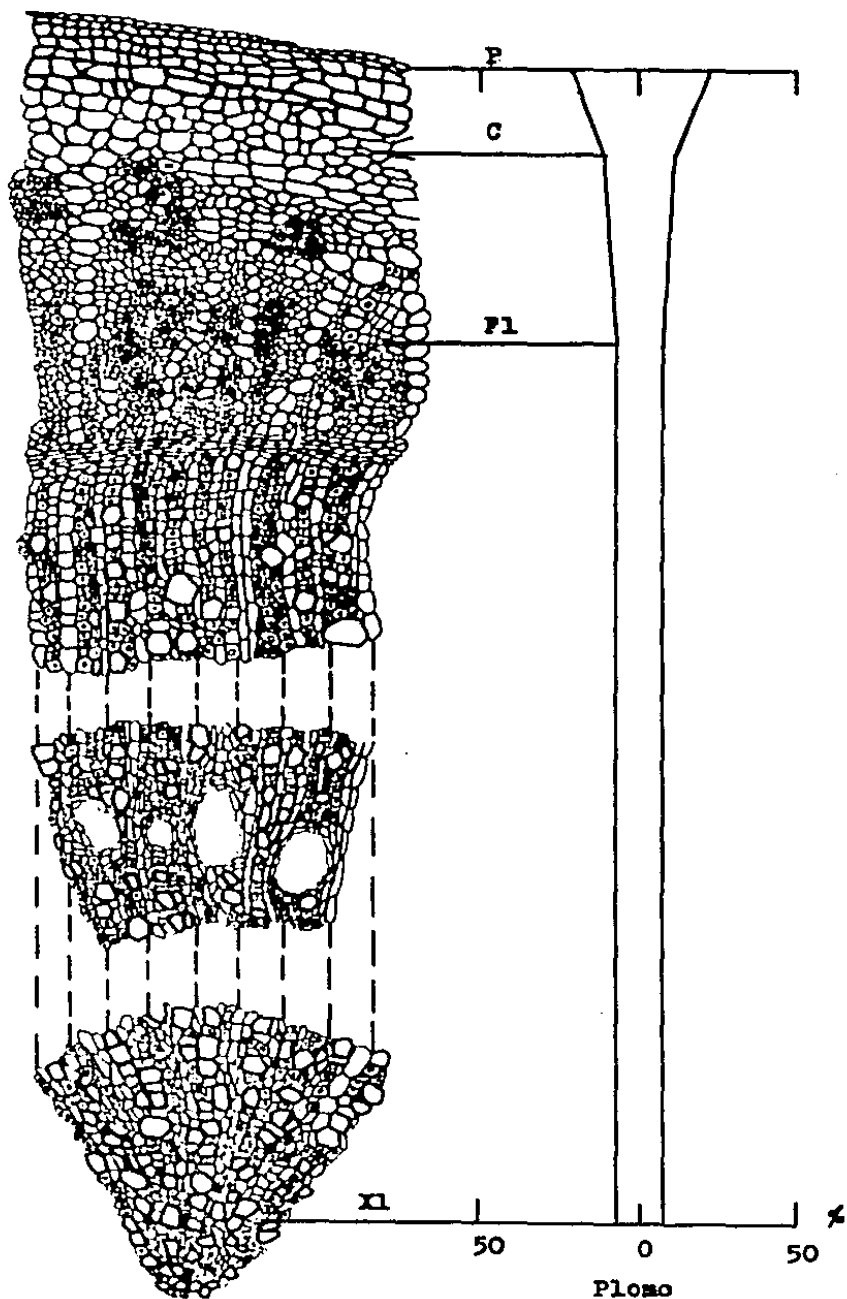
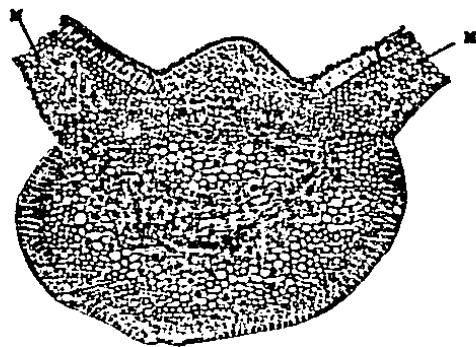
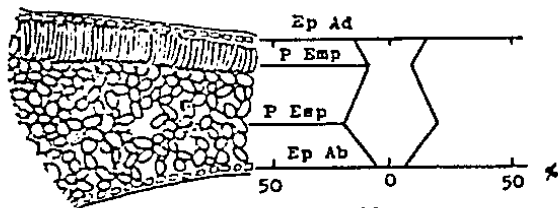


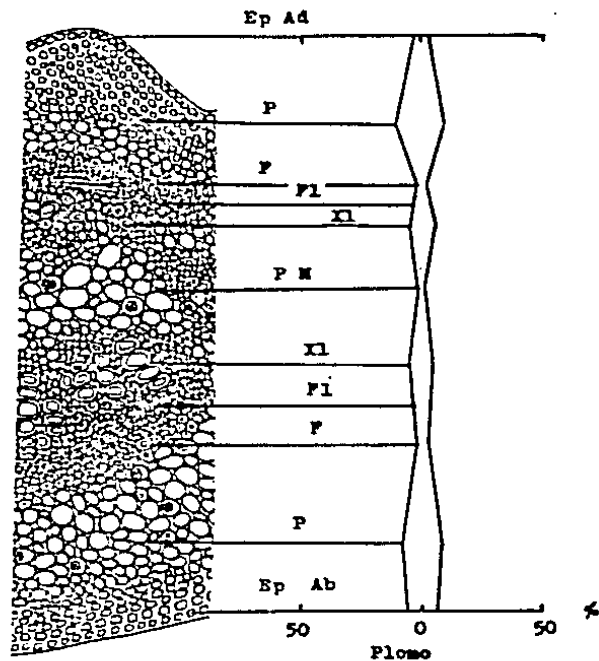
Fig. 11. Distribución del plomo particulado, detectado histoquímicamente en Raíz de Liquidambar styraciflua. Corte transversal. Peridermis (P), córtex (C), floema (Fl), xilema (Xl). (X 240).



VENA PRINCIPAL



MESOPILO



ZONA MEDIA DE LA
VENA PRINCIPAL

Fig. 12. Distribución del plomo particulado, detectado histoquímicamente en Lámina Foliar de *Ricinus communis*. Corte transversal. Vena principal: Epidermis adaxial (Ep Ad), parénquima (P), fibras (F), floema (Fl), xilema (Xl), parénquima medular (P M), epidermis abaxial (Ep Ab). Mesófilo (M): Parénquima en empalizada (P Esp), parénquima esponjoso (P Esp). (X 240).

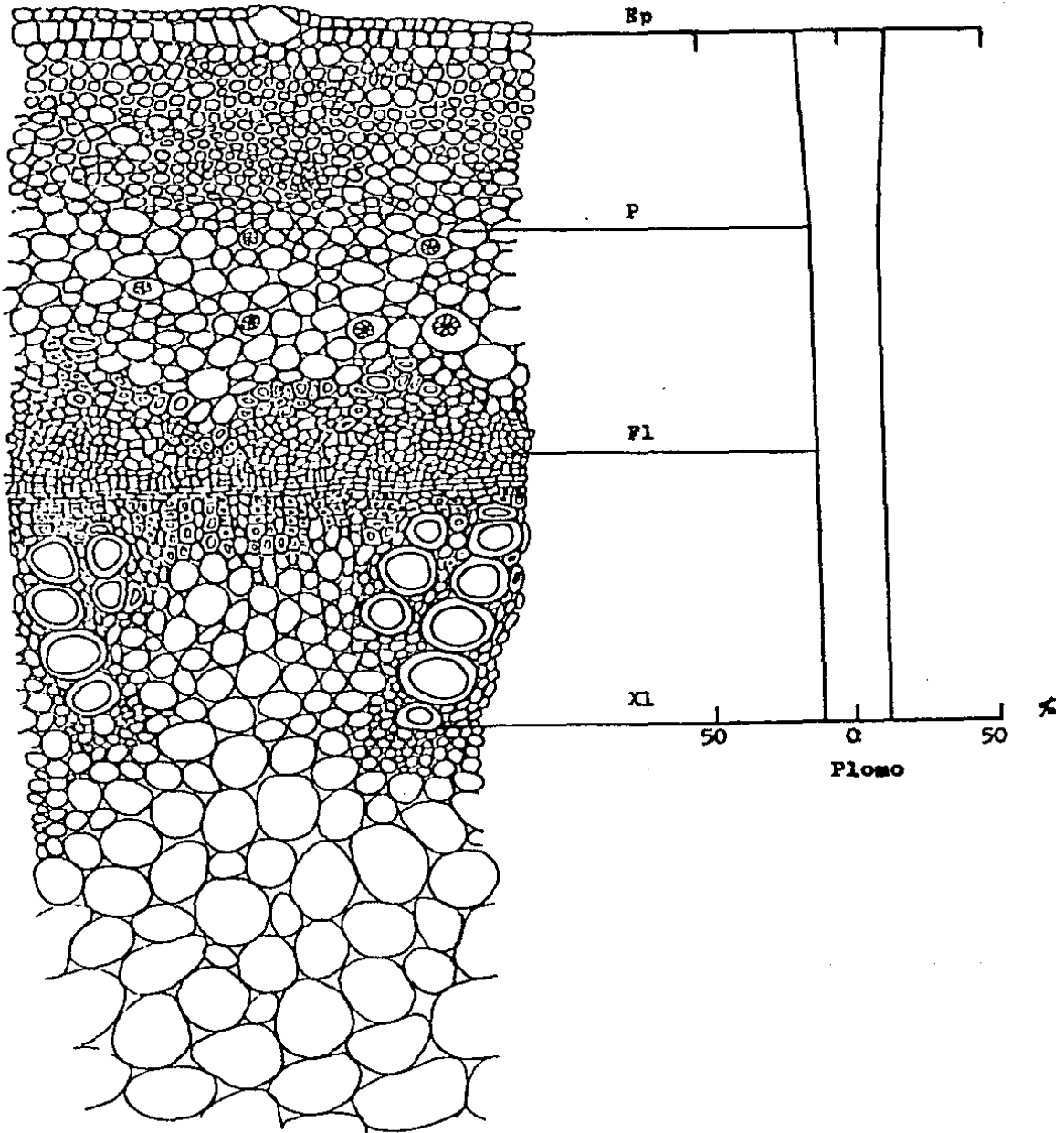


Fig. 13. Distribución del plomo-particulado, detectado histoquímicamente en Pecíolo de Ricinus communis. Corte transversal. Epidermis (Ep), parénquima (P), floema (Fl), xilema (Xl) (X 240).

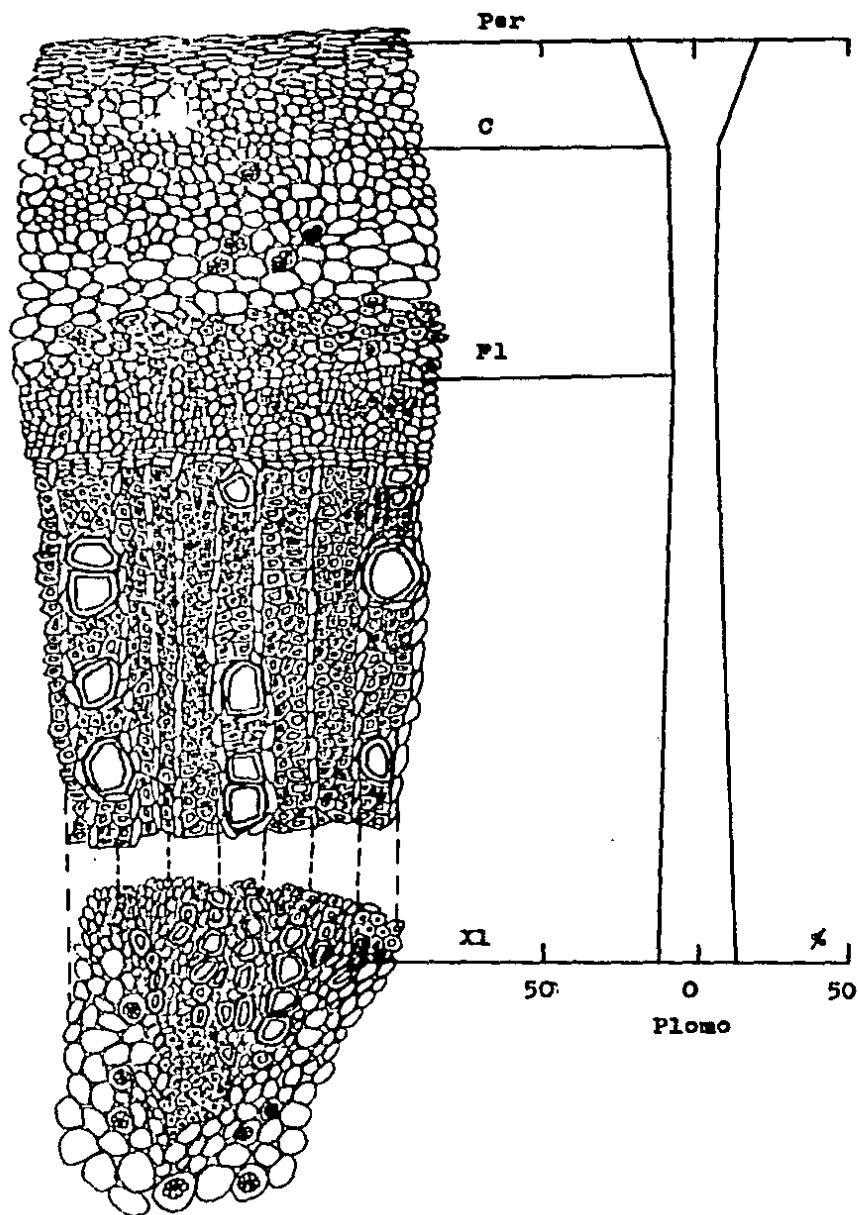


Fig. 14. Distribución del plomo particulado, detectado histoquímicamente en Tallo de *Ricinus communis*. Corte transversal. Peridermis (Per), córtex (C), floema (Fl), xilema (XI). (X 240).

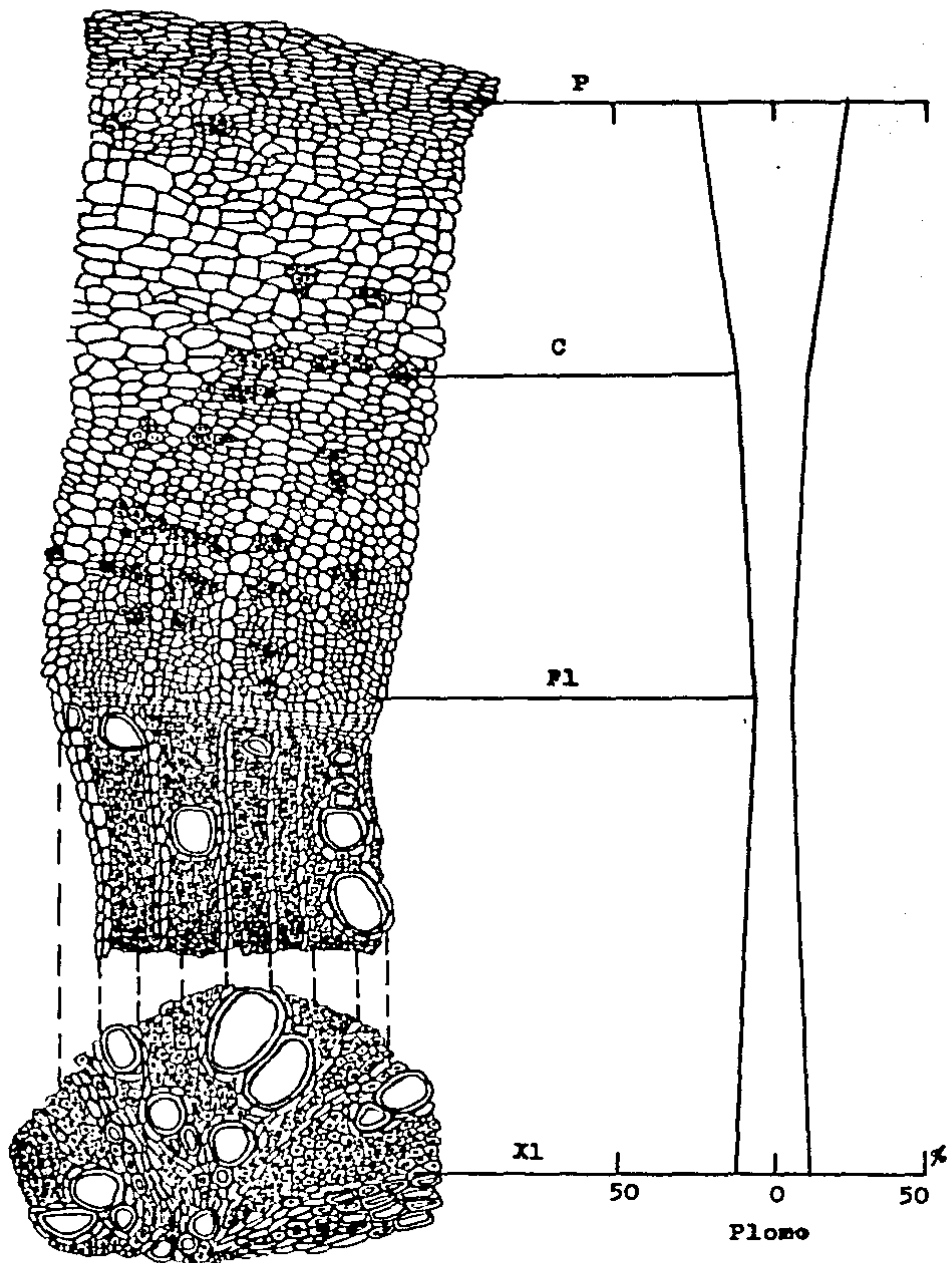
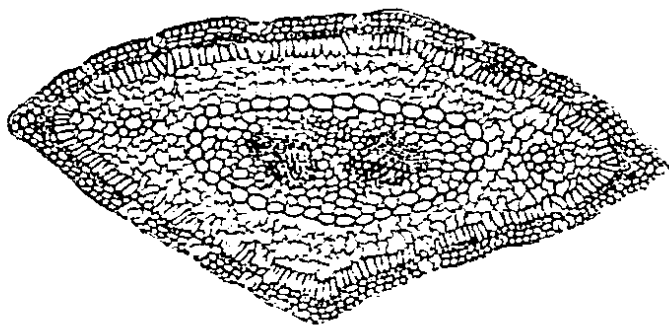
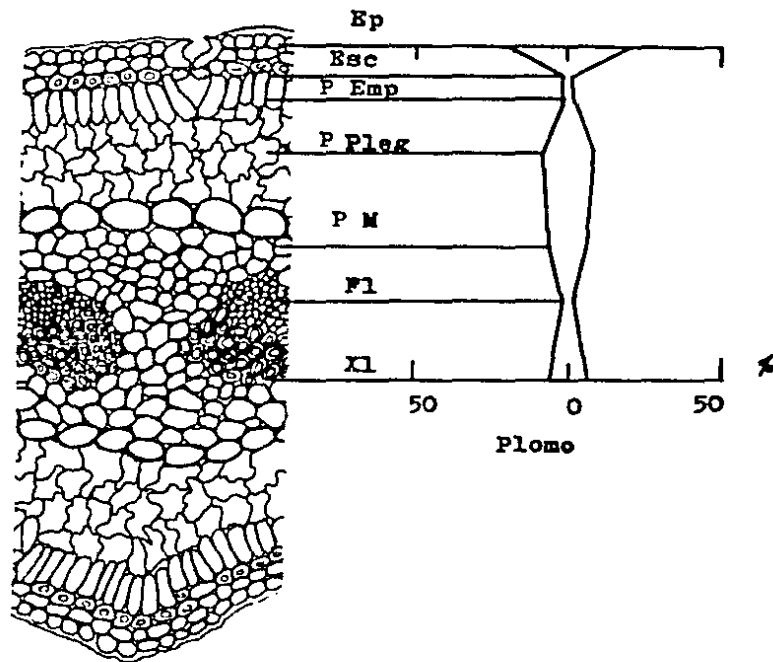


Fig. 15. Distribución del plomo particulado, detectado histoquímicamente en Raíz de Ricinus communis. Corte transversal. Peridermis (P), córtex (C), floema (Fl), xilema (Xl). (X 240).



ACICULA



ZONA MEDIA DE
LA ACICULA

Fig. 16. Distribución del plomo particulado, detectado histoquímicamente en Acícula de Pinus radiata. Corte transversal. Zona media de la acícula; Epidermis (Ep), esclereidas (Esc), parénquima en empalizada (P Emp), parénquima plegado (P Pleg) parénquima medular (P M), floema (Fl), xilema (Xl). (X 240).

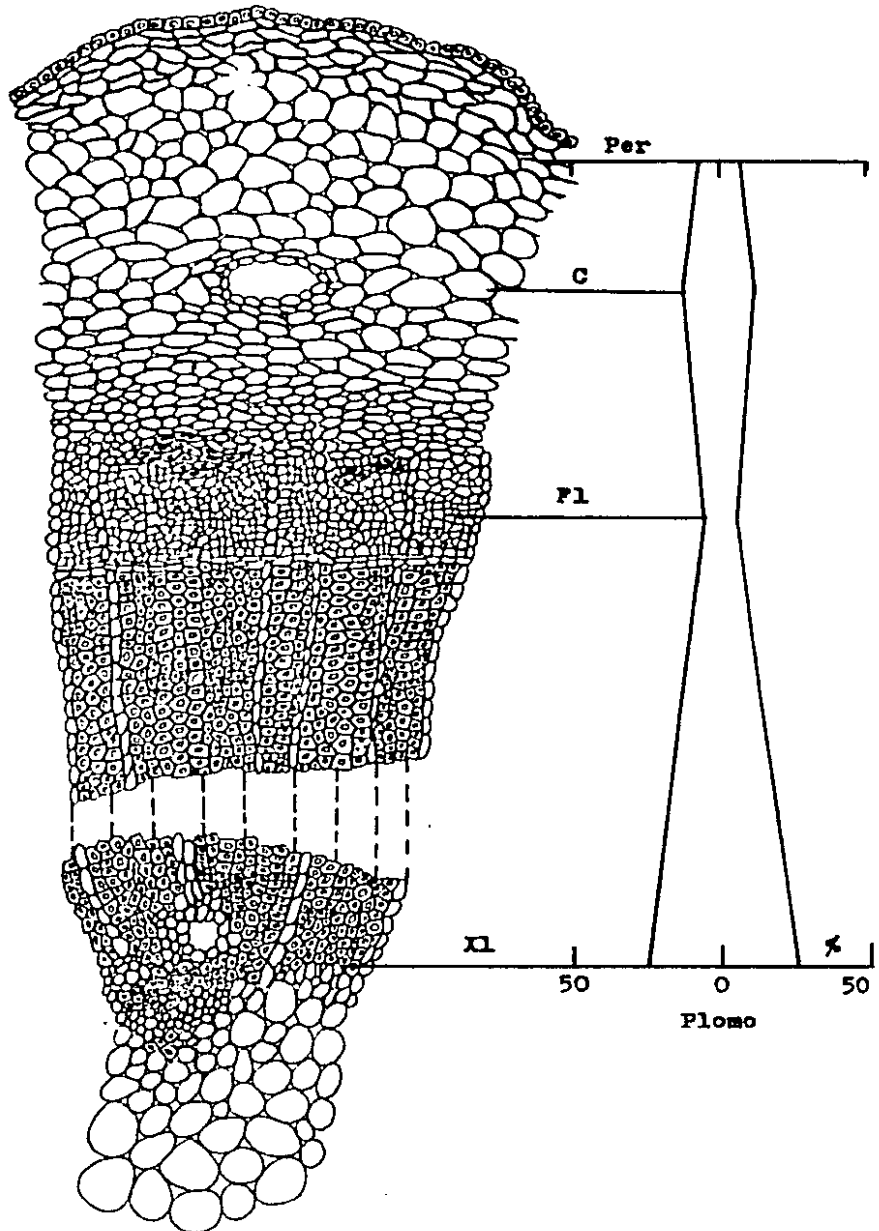


Fig. 17. Distribución del plomo particulado, detectado histoquímicamente en Tallo de *Pinus radiata*. Corte transversal. Peridermis (Per), córtex (C), floema (Fl), xilema (Xl). (X 240).

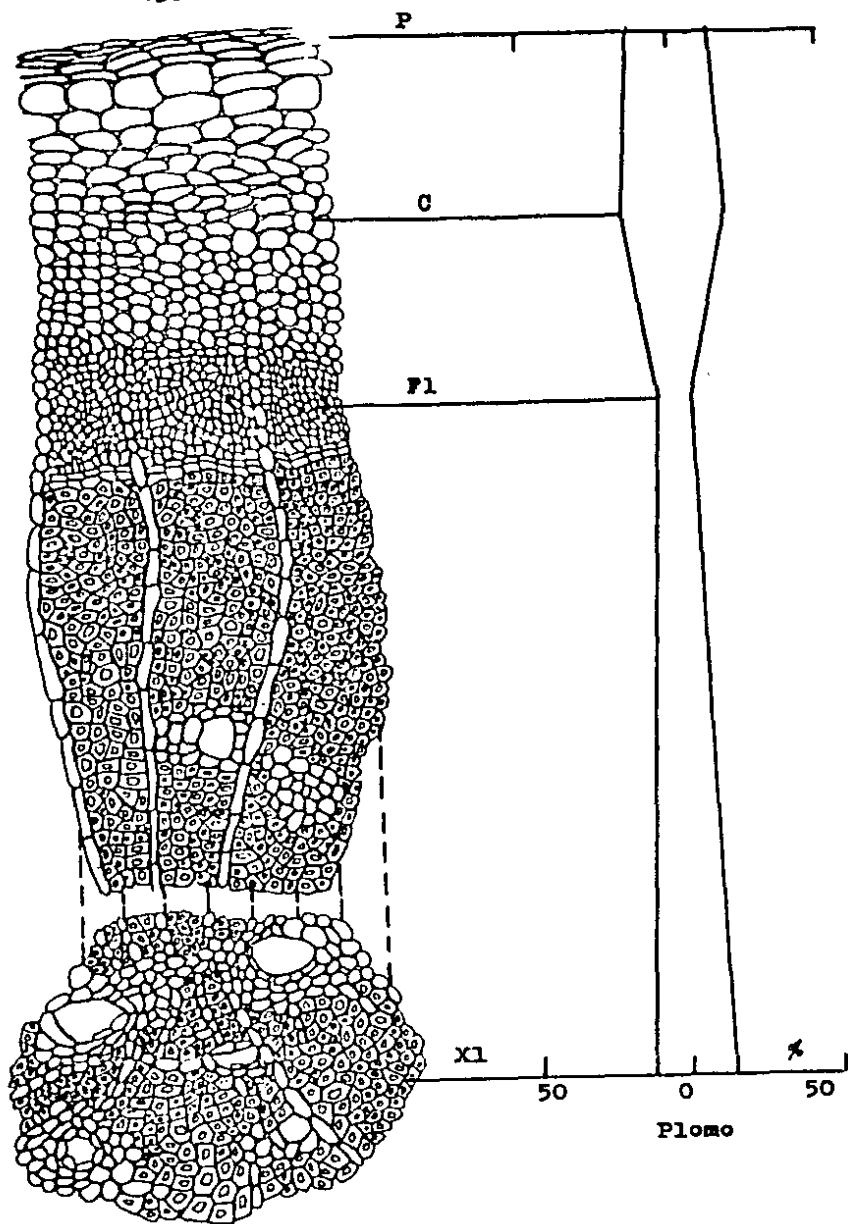
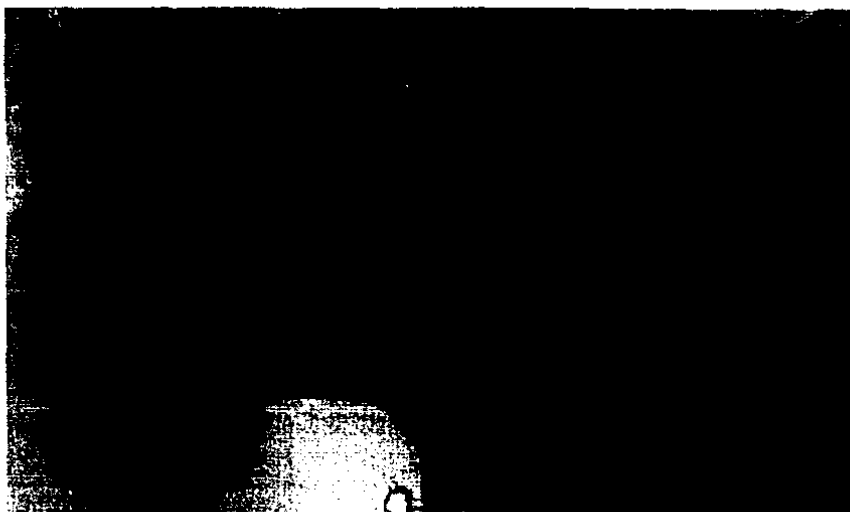


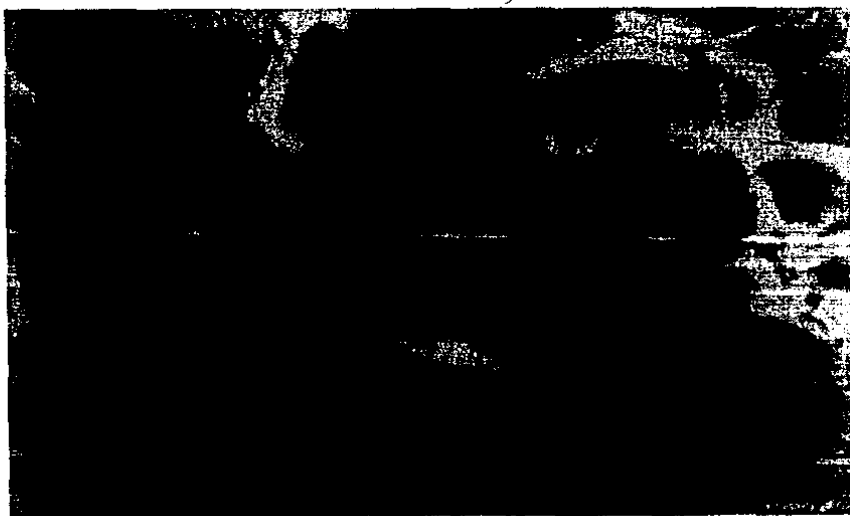
Fig. 18. Distribución del plomo particulado, detectado histoquímicamente en Raíz de Pinus radiata. Corte transversal. Peridermis (P), córtex (C), floema (Fl), xilema (Xl). (X 240).

Fig. 19. Localización del Pb en el xilema de la lámina foliar de Liquidambar styraciflua.



Fibra

Flomo



Vaso