



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE  
MÉXICO

---

---

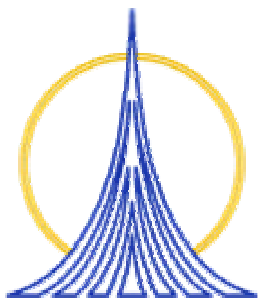
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES  
ZARAGOZA

ACIDIFICACIÓN DEL SUELO FORESTAL POR  
INFLUENCIA DEL DEPÓSITO ÁCIDO EN DOS  
LOCALIDADES DE VILLA DEL CARBÓN ESTADO  
DE MÉXICO

**TESIS**

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE  
B I Ó L O G O  
P R E S E T A  
RICARDO COLIMA PALACIOS

DIRECTOR DE TESIS  
M. EN C. GERMÁN CALVA VÁSQUEZ



MÉXICO D. F.

SEPTIEMBRE 2005



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

# AGRADECIMIENTOS

- Agradezco a Dios por la oportunidad que me dio de finalizar la carrera.
- A mis padres por sus imprescindibles palabras de aliento y apoyo.
- A DGAPA IN216903 y IN204999 por el apoyo a la realización de este proyecto de investigación.
- Al Instituto de Física por permitir el uso de las instalaciones y su fundamental asesoría en el uso de la técnica PIXE
- Al Dr. Rubalcaba Sil por su valioso tiempo dedicado a la asesoría del procesamiento de los datos.
- Al Dr. Luis Rodríguez por sus aportes a la realización de éste trabajo
- Al Sr. Karim López por su apoyo y asesoría brindados al uso del acelerador
- A la bióloga Aída Zapata por amabilidad y asesoría en la parte de Espectroscopia.
- A la bióloga M<sup>a</sup> de de los Ángeles por su valiosos contribuciones al trabajo y a la realización de la parte experimental.
- A mi director de tesis por su incesante tenacidad para formar profesionales.
- A Ramón por el aporte de sus conocimientos a la realización de éste proyecto.
- A mis compañeros de laboratorio Gisela, Sinaí, Rebeca, Almita, Paty, Víctor y Vero de los que aprendí mucho y compartí momentos muy agradables.
- A mi amiga Cristina Montiel por su apoyo incondicional y valiosos comentarios.
- A mi amiga Dulce Montes por sus constantes palabras de ánimo.

# ÍNDICE

---

---

I.	RESUMEN .....	i
II.	INTRODUCCIÓN .....	ii
III.	JUSTIFICACIÓN .....	1
IV.	PROBLEMÁTICA .....	2
V.	MARCO TEÓRICO	
	<b>5.1 Acidez del suelo</b> .....	3
	<b>5.2 Acidez natural</b>	
	5.2.1 Precipitación .....	5
	5.2.2 Materia orgánica .....	6
	5.2.3 Absorción de los vegetales .....	9
	<b>5.3 Acidez no natural</b>	
	5.3.1 Depósito ácido por contaminación atmosférica .....	10
	5.3.2 Fertilizantes .....	12
	<b>5.4 Líneas de Investigación que estudian la acidez del suelo en base a su carga crítica</b>	
	5.4.1 Capacidad buffer .....	13
	5.4.2 Balance de masas .....	14
	5.4.3 Proporción Ca:Al .....	15
	<b>5.5 Mecanismos buffer del suelo</b>	
	5.5.1 Material parental .....	16
	5.5.2 Material coloidal .....	17
	<b>5.6 Movilidad de metales pesados</b> .....	18
	<b>5.7 Toxicidad</b>	
	5.7.1 Daño en raíces .....	20
	5.7.2 Daño en hojas .....	20
	5.7.3 Bloqueo del Calcio y Magnesio .....	20

5.7.4 Bloqueo de P .....	21
<b>5.8 El suelo un indicador de emisiones .....</b>	<b>22</b>
<b>5.9 Técnicas de análisis</b>	
5.9.1 Absorción atómica .....	23
5.9.2 PIXE	
5.9.2.1 Fundamento .....	24
5.9.2.2 Acelerador de partículas .....	25
5.9.2.3 Sistema de detección .....	26
<b>VI. OBJETIVOS .....</b>	<b>29</b>
<b>VII. HIPÓTESIS .....</b>	<b>30</b>
<b>VIII. ZONA DE ESTUDIO .....</b>	<b>31</b>
<b>IX. MÉTODOS</b>	
<b>9.1 Muestreo .....</b>	<b>36</b>
<b>9.2 Tratamiento de la muestra .....</b>	<b>37</b>
<b>9.3 Parámetros físicos y químicos .....</b>	<b>37</b>
<b>9.4 Obtención de las concentraciones de bases         intercambiables del suelo</b>	
9.4.1 Preparación de la muestra. ....	38
9.4.2 Condiciones de trabajo .....	38
9.4.3 Calibración del equipo .....	38
9.4.4 Lectura de iones .....	39
9.4.5 Cálculo de las concentraciones .....	39
<b>9.5 Obtención de las concentraciones de elementos         totales en el suelo</b>	
9.5.1 Calibración del equipo .....	39
9.5.2 Preparación de la muestra .....	40
9.5.3 Irradiación de las muestras .....	40
9.5.4 La obtención de los espectros .....	40
9.5.5 Conversión a concentraciones .....	41

## **X. RESULTADOS**

### **10.1 Características del suelo**

10.1.1 Color .....	42
10.1.2 Porosidad .....	42
10.1.3 Contenido de arcilla .....	45

### **10.2 Acidez del suelo**

10.2.1 pH activo .....	48
10.2.2 pH potencial .....	50

### **10.3 Propiedades buffer del suelo**

10.3.1 Capacidad de cambio .....	51
10.3.2 Materia orgánica .....	54
10.3.3 Saturación de bases	
10.3.3.1 Calcio .....	55
10.3.3.2 Magnesio .....	57
10.3.3.3 Potasio .....	58
10.3.3.4 Sodio .....	60
10.3.3.5 Suma de bases intercambiables .....	61
10.3.3.6 Por ciento de saturación de bases .....	64

### **10.4 Capacidad búfer de los suelos de estudio .....**

67

### **10.5 Movilidad de metales pesados**

10.5.1 Metales pesados en Loma Alta .....	68
10.5.2 Metales pesados en San Francisco .....	69

### **10.6 Estadísticos para las propiedades físicas y químicas del suelo**

10.6.1 Diferencia de los parámetros del suelo a diferentes profundidades .....	74
10.6.2 Diferencia en los parámetros del suelo entre ambas localidades y años de muestreo ...	75

<b>10.7 Estadísticos para los metales pesados totales en suelo</b>	
10.7.1 Contenido de metales pesados totales en función de la profundidad .....	78
<b>10.8 Encadenamiento de variables entre grupos utilizando     la Correlación de Pearson .....</b>	<b>81</b>
<b>XI. CONCLUSIONES .....</b>	<b>83</b>
<b>XII. ANEXOS .....</b>	<b>84</b>
<b>XIII. BIBLIOGRAFIA .....</b>	<b>89</b>

# ÍNDICE DE CUADROS

<b>Cuadro 1.</b> Contaminantes atmosféricos primarios y secundarios.....	10
<b>Cuadro 2.</b> Clasificación buffer del suelo.....	14
<b>Cuadro 3.</b> Clasificación mineralógica (Skokloster) y sus cargas críticas.....	17
<b>Cuadro 4.</b> Concentración de metales pesados totales y en la solución del suelo .....	22
<b>Cuadro 5.</b> Condiciones de trabajo para lectura de Absorción Atómica .....	38
<b>Cuadro 6.</b> El color del suelo de San Francisco y loma Alta.....	43
<b>Cuadro 7.</b> Resultados de los parámetros físicos y químicos.....	67
<b>Cuadro 8.</b> Capacidad buffer de los suelos de estudio.....	68
<b>Cuadro 9.</b> Composición elemental de los suelos de Villa del Carbón utilizando la técnica PIXE.....	76
<b>Cuadro 10.</b> Análisis de varianza para los parámetros físicos y químicos en función de la profundidad del suelo en Loma Alta .....	77
<b>Cuadro 11.</b> Análisis de varianza para los parámetros físicos y químicos en función de la profundidad del suelo en San Francisco.....	78
<b>Cuadro 12.</b> Análisis de varianza de los parámetros físicos y químicos para ambas localidades y años de muestreo.....	79
<b>Cuadro 13.</b> Análisis de varianza para el contenido de metales pesados totales en función de la profundidad del suelo en Loma Alta .....	81
<b>Cuadro 14.</b> Análisis de varianza para el contenido de metales pesados totales a diferentes profundidades en San Francisco .....	82



## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Mecanismo general de la acidificación del suelo.....	4
<b>Figura 2.</b> Progresiva desaturación del complejo de cambio por la acción de las lluvias.....	6
<b>Figura 3.</b> Principales mecanismos de la acidez del suelo.....	8
<b>Figura 4.</b> Reacciones de formación de ácidos inorgánicos atmosféricos .....	12
<b>Figura 5.</b> Formas químicas del Aluminio en función del pH .....	19
<b>Figura 6.</b> Mecanismo de excitación del elemento para la emisión de rayos “x” .....	25
<b>Figura 7.</b> Peletrón del Instituto de Física, UNAM.....	26
<b>Figura 8.</b> Sistema Detector de Rayos “X” empleado para la técnica de PIXE ..	27
<b>Figura 9.</b> Despliegue espectral en pantalla en PIXE .....	28
<b>Figura 10.</b> Zona de Estudio.....	32
<b>Figura 11.</b> Perfil muestreado en la localidad de San Francisco 2001.....	33
<b>Figura 12.</b> Perfil muestreado en la localidad de Loma Alta 2003.....	35
<b>Figura 13.</b> Irradiación de las muestras .....	40
<b>Figura 14.</b> Comportamiento del espacio poroso con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta.....	44
<b>Figura 15.</b> Comparación de medias con 95% de confianza para los valores de espacio poroso promedio de los suelos de estudio en ambas localidades de muestreo.....	44
<b>Figura 16.</b> Comportamiento del espacio poroso con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco.....	45
<b>Figura 17.</b> Contenido de arcilla con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta.....	46

<b>Figura 18.</b> Comparación de medias con 95% de confianza para los contenidos de arcilla promedio de los suelos de estudio en ambas localidades de muestreo.....	47
<b>Figura 19.</b> Contenido de arcilla con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco.....	47
<b>Figura 20.</b> Comportamiento del pH activo con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta .....	48
<b>Figura 21.</b> Comparación de medias con 95% de confianza para la concentración de iones hidronio promedio de los suelos de estudio en ambas localidades de muestreo .....	49
<b>Figura 22.</b> Comportamiento del pH activo con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco .....	50
<b>Figura 23.</b> Comportamiento del pH potencial con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta .....	51
<b>Figura 24.</b> Comportamiento del pH potencial con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco.....	51
<b>Figura 25.</b> Comportamiento de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta.....	52
<b>Figura 26.</b> Comparación de medias con 95% de confianza para los valores de capacidad de intercambio catiónico promedio de los suelos de estudio en ambas localidades de muestreo.....	53
<b>Figura 27.</b> Comportamiento de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco.....	54

<b>Figura 28.</b> Contenido de materia orgánica (MO) con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta .....	55
<b>Figura 29.</b> Contenido de materia orgánica (MO) con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco .....	55
<b>Figura 30.</b> Contenido de calcio con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta .....	56
<b>Figura 31.</b> Contenido de calcio con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco .....	57
<b>Figura 32.</b> Contenido de magnesio con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta .....	58
<b>Figura 33.</b> Contenido de magnesio con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco .....	59
<b>Figura 34.</b> Contenido de potasio con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta .....	60
<b>Figura 35.</b> Contenido de potasio con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco .....	60
<b>Figura 36.</b> Contenido de sodio con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta .....	61
<b>Figura 37.</b> Contenido de sodio con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco .....	62
<b>Figura 38.</b> Suma de bases de intercambiables (BI) con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta .....	63
<b>Figura 39.</b> Suma de BI con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco .....	64

<b>Figura 40.</b> Comparación de medias con 95% de confianza para los contenidos de bases intercambiables promedio de los suelos de estudio en ambas localidades de muestreo.....	64
<b>Figura 41.</b> Saturación de bases (%V) con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta .....	65
<b>Figura 42.</b> Saturación de bases (%V) con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco .....	66
<b>Figura 43.</b> Comparación de medias con 95% de confianza para la saturación de bases promedio de los suelos de estudio en ambas localidades de muestreo .....	66
<b>Figura 44.</b> Concentración elemental de metales pesados totales y silicio a diferentes profundidades del suelo con el empleo de PIXE en la localidad Loma Alta .....	69
<b>Figura 45.</b> Concentración de metales pesados totales y silicio a diferentes profundidades del suelo con el empleo de PIXE en la localidad de San Francisco .....	70
<b>Figura 46.</b> Muestra una comparación en la concentración de metales pesados totales en suelo a diferentes profundidades .....	73
<b>Figura 47.</b> Dispersión de los promedios de los parámetros físicos y químicos de cada perfil correspondientes a ambas zonas y ambos años de muestreo .....	80
<b>Figura 48.</b> Dispersión de los promedios de los elementos totales de cada perfil correspondientes a ambas zonas y ambos años de muestreo ..	83
<b>Figura 49.</b> Diagrama de encadenamiento de grupos usando la correlación de Pearson .....	85

## **ANEXOS**

<b>ANEXO I.</b> Clasificación de la escala de pH .....	84
<b>ANEXO II.</b> Clase textural de los suelos de estudio .....	85
<b>ANEXO III.</b> Prueba de Tukey para las propiedades físicas y químicas del suelo con medias diferentes.....	86
<b>ANEXO IV.</b> Correlación de Pearson para las zonas de estudio .....	88

# I. RESUMEN

---

---

El aporte de protones por el depósito ácido podría ser un problema ambiental derivado de la contaminación atmosférica y cuando, se asocia con un clima húmedo, se acelera la acidez del suelo y por esta razón, se investiga la vulnerabilidad de los bosques Villa del Carbón, cuyos efectos del depósito ácido podrían disminuir su capacidad búfer.

Para dar respuesta al fenómeno, se colectaron 20 muestras de suelo correspondientes a las localidades de San Francisco de la Tablas y Loma Alta en el período 1993-2003, Mpio. de Villa del Carbón, Edo. de México. Los perfiles (dos por sitio) se dividieron en intervalos de 15 cm de profundidad y se colectó  $\frac{1}{2}$  kg por cada estrato. Los parámetros físicos y químicos del suelo se evaluaron de acuerdo con las técnicas referidas en la Norma Oficial Mexicana (NOM, 2000). La cuantificación de metales pesados totales (Al, Fe, Mn, Ni, Cu, Zn y Pb) se efectuó con la técnica de Inducción de Protones para la Emisión de Rayos "X" (PIXE) y para iones intercambiables (Ca, Mg, K, Na, Al, Fe, Mn, Cd, Cu, Zn y Pb), con la de Espectroscopia de Absorción Atómica (EAA).

En los suelos de San Francisco se determinó diferencia significativa en el pH entre ambos años de muestreo, con valores de pH < 4 para el año 2001 en los primeros 30 cm de profundidad, mientras que Loma Alta no presentó diferencia en el tiempo de esta propiedad. Tampoco hubo cambios significativos en la saturación de bases (%V) entre ambas localidades, ni años de muestreo. Los iones metálicos intercambiables no fueron detectados por EAA, a excepción del Mn, sin embargo, si se cuantificaron (totales) con la técnica PIXE, sin que se registrara acumulación en algún horizonte.

Se concluyó que no hay cambios en la composición química del suelo por efecto del depósito ácido, pero sí mayor vulnerabilidad a este efecto en los suelos de San Francisco al presentar menores valores pH en el 2001. Mientras que Loma Alta presentó 2.75 veces más contenido de arcilla y 1.8 mas de Bl. También se concluye que no existe movilidad de metales pesados hacia la profundidad del suelo ni toxicidad al arbolado de acuerdo con lo reportado por Bohn (1993) y Reimann y Cariat (1998).

## II. INTRODUCCIÓN

---

---

Los ecosistemas forestales cumplen una función ambiental muy importante porque son los mejores fijadores de carbono atmosférico, captadores de agua, además de albergar un gran número de especies animales y vegetales. La conservación de estos ecosistemas está íntimamente ligada a la de sus suelos porque funcionan como reservorios que abastecen los requerimientos nutrimentales de la cubierta vegetal y le sirven como estructura de soporte.

Algunos de los eventos que ponen en riesgo la conservación de éstos ecosistemas son la tala clandestina, los incendios provocados, las prácticas agrícolas, la expansión de la mancha urbana y la contaminación atmosférica. De ésta última se origina el fenómeno del depósito ácido y la consecuente acidificación del suelo.

Aunque en términos ecológicos la acidificación de los suelos forestales es un proceso natural que forma parte de su dinámica, sin embargo, también puede convertirse en un problema ambiental que ocasione efectos negativos en su composición física y química y con ello el empobrecimiento nutrimental (Van Der y De Vries, 1999). De tal forma que es de extrema importancia no rebasar el umbral que puede tolerar el sistema edáfico junto con su vegetación.

En 1911 Crowther y Ruston demostraron, en Inglaterra, que sumadas la lluvia ácida natural y antrópica, cargada con ácido sulfúrico (proveniente de la quema de carbón) se inhibía el crecimiento de las plantas, la germinación de las semillas, así como la amonificación, nitrificación y fijación de nitrógeno en el suelo. En 1939 Katz demostró que la acidificación del suelo y el decremento en la saturación de bases eran el resultado de las emisiones de dióxido de azufre de una fundidora de plomo y zinc (Cowling, 1982) y fue a partir de éstos eventos que el depósito ácido

fue declarado como un problema ambiental con incidencia en los países más industrializados.

También se encontró que como producto de la acidificación excesiva del suelo, se da lugar a la solubilización y movilidad de metales pesados (Shan *et al.*, 2000) por un rompimiento de los enlaces covalentes de los minerales que forman complejos (Bohn, 1993). Esta condición aumenta su concentración en la disponibilidad del suelo y por ende su abundancia que puede alcanzar concentraciones tóxicas para el arbolado (Elliott *et al.*, 1986 y Cowling, 1982). Los metales disponibles en el suelo desplazan a las BI de los lugares de intercambio y realizan bloqueo de la absorción de los nutrimentos (De Wit *et al.*, 2001b y Kabata, 1992). Tales observaciones se han confirmado en muchos países como Inglaterra, Australia, Alemania, USA, Suecia, entre otros con resultados evidentes de decline forestal en las cercanías de fuentes Industriales (Cowling, 1982). Muchos otros autores ahora reportan que los principales contaminantes causantes de este fenómeno de lluvia ácida son: SO<sub>2</sub> y NO<sub>x</sub> (Vallack y Cinderby, 2001 y Duan *et al.*, 2000).

Con base en estos eventos, en la década de los noventa muchos países comienzan a establecer normas para regular las emisiones de N y S a la atmósfera, tomando en cuenta la carga crítica del suelo (capacidad del suelo para contrarrestar el depósito ácido) como indicador. Este criterio ha sido validado por diversas escuelas que han abordado el problema de la acidificación del suelo, como la Universidad de Estocolmo y el Instituto de Investigaciones Ambientales en Suecia (SEI, 2003); el Departamento de Ciencia Ambiental de China (Duan *et al.*, 2000); el Instituto de Investigaciones del Uso del Suelo en U. K.; el Instituto Nacional de Salud Pública y el Ambiente (RIVM), Netherlands (Grennfelt *et al.*, 2001); entre otros.



## II. JUSTIFICACIÓN

---

---

El presente proyecto responde a la necesidad de realizar un estudio que muestre el grado de acidez que tienen los suelos de una zona forestal de gran importancia ambiental y económica para la Ciudad de México, la cual ha sido poco estudiada.

Esta investigación abre una línea de monitoreo para los suelos forestales de Villa del Carbón, y con ello, conocer las modificaciones del suelo con respecto al tiempo por la influencia de la creciente contaminación atmosférica.

También sirve de indicador ambiental de la sensibilidad del suelo a la acidez, mediante la evaluación de su carga crítica y con ello, permite generar criterios de decisión dirigidos a la conservación del ecosistema a mediano y largo plazo, un área forestal que ocupa aproximadamente 14,500 ha con vegetación mixta de pino-encino (Inventario Forestal, 1984).

## IV. PROBLEMÁTICA

---

---

Se han reportado diversas investigaciones como resultado de la mortandad de *Abies religiosa* en la zona forestal del Parque Nacional Desierto de los Leones, se atribuye a diversos efectos que ejerce la Ciudad de México y que se reflejan en altas concentraciones de metales pesados y valores de pH fuertemente ácidos en el suelo (Castro *et al.*, 1997). En la presente investigación se plantea que tales evidencias de decline forestal lleguen a verificarse en el resto de los bosques contiguos a la Ciudad de México, razón por la que se eligieron para el análisis dos localidades forestales cercanas a ella, en el municipio de Villa del Carbón.

Se plantea a la acidificación del suelo como un problema ambiental que se deriva de la contaminación atmosférica y que puede llegar a causar el decline forestal del bosque. Para comprobar una efectiva acidificación se establece la primicia de que sus propiedades físicas y químicas son indicadoras puntuales del grado de acidez si muestra deficiencias nutrimentales, altas concentraciones de metales pesados en la acidez de cambio y movilidad de éstos en el perfil. Para evaluar los posibles cambios se eligieron como variables de análisis el Color, Textura, Por Ciento de Espacio Poroso, pH, Capacidad de Intercambio Catiónico, Saturación de Bases y Materia Orgánica, las cuales fueron evaluadas por las técnicas de análisis de suelos citadas en la Norma Oficial Mexicana (NOM, 2000) y también se evaluó la concentración de metales pesados totales por la técnica de Inducción de Protones para la Emisión de Rayos X (PIXE).

## V. MARCO TEÓRICO

---

---

### 5.1 Acidez del suelo

La acidez del suelo o protonización es la acumulación de iones hidrógeno ( $H^+$ ) en el perfil y se considera como un proceso de acidificación cuando se verifica un decremento en el pH del suelo. Este proceso es causante de una disminución en la saturación de bases (Skefington, 1987) y sin embargo es un evento natural en los ecosistemas forestales que presentan suelos de naturaleza ácida por la influencia climática (Driessern, 2001), pero que son capaces de regular (Bohn, 1993).

Las especies vegetales que predominan en estos ecosistemas están adaptados a resistir valores de pH fuertemente ácidos de acuerdo a la escala propuesta por Cepeda, 1991 (Anexo I) por lo que no representa un riesgo potencial. En tales circunstancias el suelo es capaz de autorregularse e impedir una disminución drástica del pH.

Sin embargo, cuando a esta acidez le adicionan protones de fuentes externas de origen no natural sobreviene un proceso de acidificación que puede llegar a causar decline forestal (Figura 1). Esto sucede cuando la protonización excede la capacidad de reemplazo de BI que se pierden por lixiviación y la absorción de los vegetales, de este modo, se abre paso a un efecto de acidificación del suelo (Langan *et al.*, 1995)

La presencia de N y S explica en gran parte el proceso de la acidificación porque son los dos más importantes involucrados en este proceso. El N derivado de la materia orgánica (MO) se transforma de  $NH_3$  a ión  $NH_4^+$  para ser asimilado por las plantas y mientras que otra parte se oxida a  $NO_3$ .

En esta serie de reacciones se mantiene un balance de H sin pérdida ni ganancia, mientras que en el caso contrario, el N que ingresar al perfil como ión

$\text{NH}_4^+$  o  $\text{HNO}_3$  por depósito antrópico (y no como  $\text{NH}_3$ ) se obtiene la ganancia neta de un  $\text{H}^+$  por molécula de  $\text{NO}_3$  resultante (Binkley y Richter, 1987).

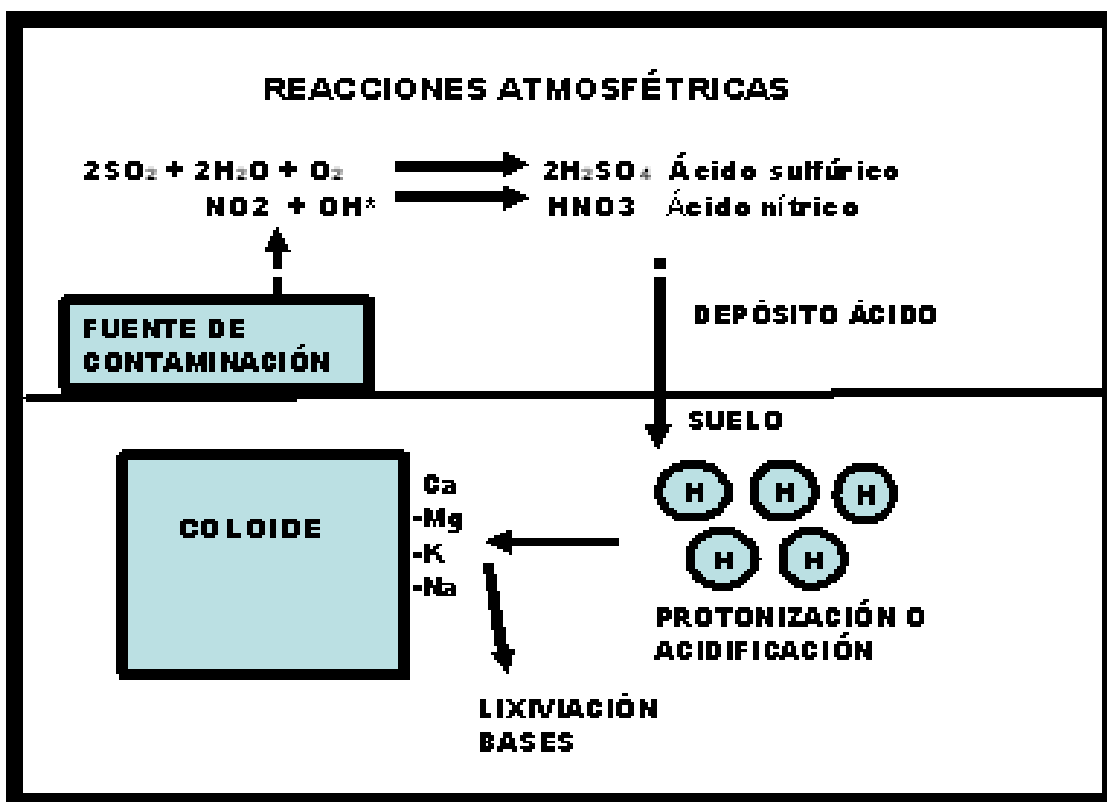


Figura 1. Mecanismo general de la acidificación del suelo influenciado por fuentes de contaminación atmosférica que pueden ser de origen natural, antrópica o ambas.

En el caso del S, si es derivado de la MO, mantiene un balance de iones  $\text{H}^+$  por su absorción-oxidación, pero si hay una entrada directa de  $\text{SO}_4^{-2}$  atmosférico se observará una reducción en la acidez del suelo. No así el que se deposita en forma de  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , ya que conduce a una ganancia neta de dos  $\text{H}^+$  (Binkley y Richter, 1987).

Para abordar el proceso de la acidificación del suelo éste se presentará a través de dos vías diferentes: la acidez natural y la no natural o antrópica.

## **5.2 Acidez natural**

La acidez natural de un suelo es aquella que está influenciada por los factores ambientales en los que no existen aportes de las actividades humanas, mas bien es aquella que se haya influenciada por efectos climáticos y edafológicos. Dentro de los ambientales están la precipitación y la temperatura (Duan, 2000) y en los edafológicos se hayan la mineralogía del suelo (Kuylenstierna, 1995) los aportes de la vegetación, oxidación de la materia orgánica (Skeffington, 1987) e incluso fuentes de contaminación naturales como las emisiones volcánicas. A continuación se explicarán los agentes acidificantes de origen natural de mayor consideración.

### **5.2.1 Precipitación**

El mecanismo por el cual actúa la precipitación es por medio del efecto de disolución, ya que se combina el poder disolvente del ión  $H^+$  y el  $CO_2$  atmosférico en el agua de lluvia. Por su acción disolvente es capaz de arrastrar iones que circulan a través de las rocas y minerales como son las BI Ca, Mg, K y Na y mas rápidamente solubilizados; mientras que otros tienen una disolución lenta como el hierro, silicio y aluminio (Cepeda, 1991).

Así que las frecuentes lluvias durante gran parte del año aportan una gran cantidad de iones hidronio que sustituyen a las bases de cambio y provocan una progresiva desaturación del complejo coloidal (U. de Granada, 2003) (Figura 2). Los cationes sustituidos en el complejo de cambio pasan a la solución del suelo y posteriormente son fácilmente perdidos hacia el drenaje por el proceso de lixiviación.

Lo cual se ha demostrado para los suelos de México que en lugares en donde la precipitación es muy alta existe la tendencia de los suelos a presentar condiciones de alta acidez, en contraste con los suelos de escasa precipitación la tendencia del pH es básico. Tal es el caso de los suelos de la Sierra Norte de

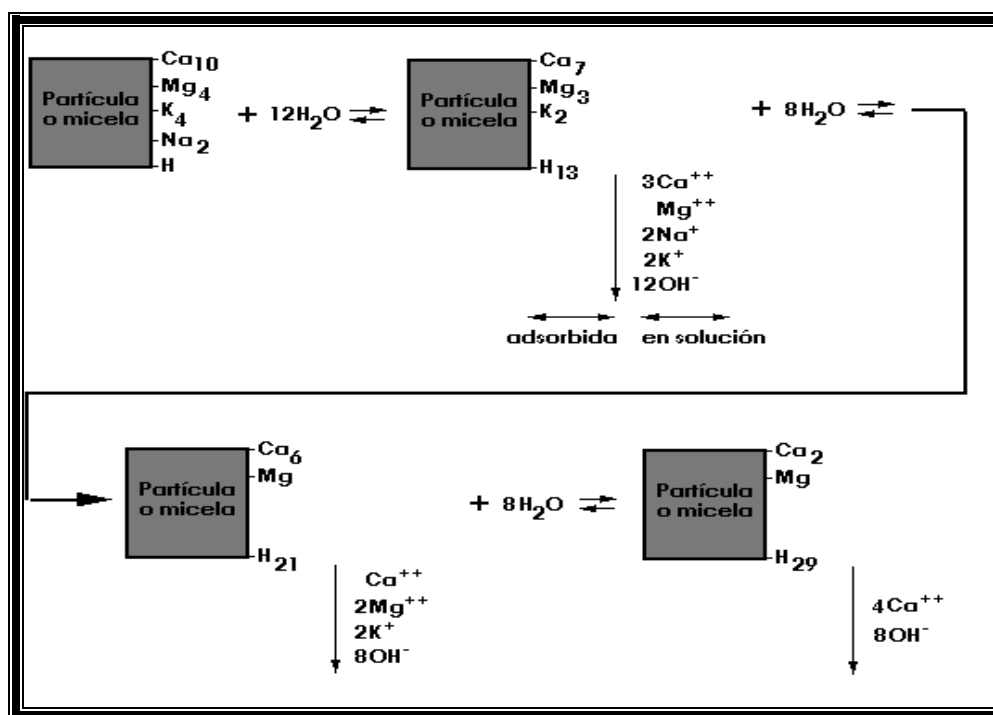


Figura 2. Progresiva desaturación del complejo de cambio por la acción de las lluvias (García y Dorronsoro, 2003).

Chiapas en donde la precipitación supera los 4000 mm y generalmente no se reportan valores de pH mayores a 5. En cambio en lugares donde la precipitación no rebasa los 500 mm, los valores de pH son superiores a 7.5 (INEGI, 1998). La acción de la precipitación también puede resultar de alto riesgo cuando se tienen suelos de poca profundidad ya que el reemplazo de los iones que se pierden por lixiviación es muy poca (García y Dorronsoro, 2003).

### 5.2.2 Materia orgánica

La materia orgánica aunque por un lado aumenta la capacidad de intercambio catiónico también es capaz de disminuir el porcentaje de saturación de bases y, por tanto, el pH del suelo (Cepeda, 1991). De tal manera que la acidez también se produce como respuesta a la cantidad de materia orgánica (MO) presente, ya que en el proceso de su degradación o mineralización proporciona ácidos orgánicos (Figura 3a, b) como el ácido acético y los ácidos fulvicos y húmicos (Duchaufour, 1975; Duan *et al.*, 2000). En los ecosistemas forestales la hojarasca es el medio principal de estos aportes que propician una acumulación de protones en el horizonte orgánico (Foth, 1972). En este sentido Oden (1976)

calculó que un pino aporta por hojarasca  $5500 \text{ cmol}(+)\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  de  $\text{H}^+$ , y Skeffington calculó en mas de  $210,000 \text{ cmol}(+)\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  los aportes de  $\text{H}^+$  por nitrificación de la materia orgánica en un campo agrícola.

El horizonte orgánico es también llamado húmico porque es el humus el producto final de la descomposición de la MO y que determina en gran parte las condiciones de acidez de éste horizonte. Por ejemplo en los suelos donde domina el tipo de humus *mull* con formación completa de complejos humico-arcillosos la tendencia es a desarrollar suelos poco ácidos a neutros, sin embargo en los ecosistemas forestales donde domina el *mull forestal* la formación de complejos es incompleta y la tendencia es a presentar mull ácidos (pH 5.5) y con un grado de saturación de bases de 20 a 60% (Duchaufour, 1975)

La temperatura también juega un papel importante en la abundancia de la materia orgánica por su influencia en la actividad biológica del suelo (Duchaufour, 1975). Bajas temperaturas conducen a una alta acumulación de materia orgánica y con ello a una mayor acidez, caso contrario donde hay alta temperatura la degradación de la materia orgánica se realiza de manera muy eficaz y no se observan grandes acumulaciones, por lo que la tendencia del pH se dirige a una menor acidez.

En muchos suelos forestales las condiciones de acidez ocasionadas por la materia orgánica pueden provocar movilidad de metales como el aluminio, el hierro y el manganeso a través de todo el perfil del suelo. De tal forma que la quelación o formación de complejos orgánico-solubles pueden contribuir de manera importante al transporte de estos metales (Bohn, 1993).

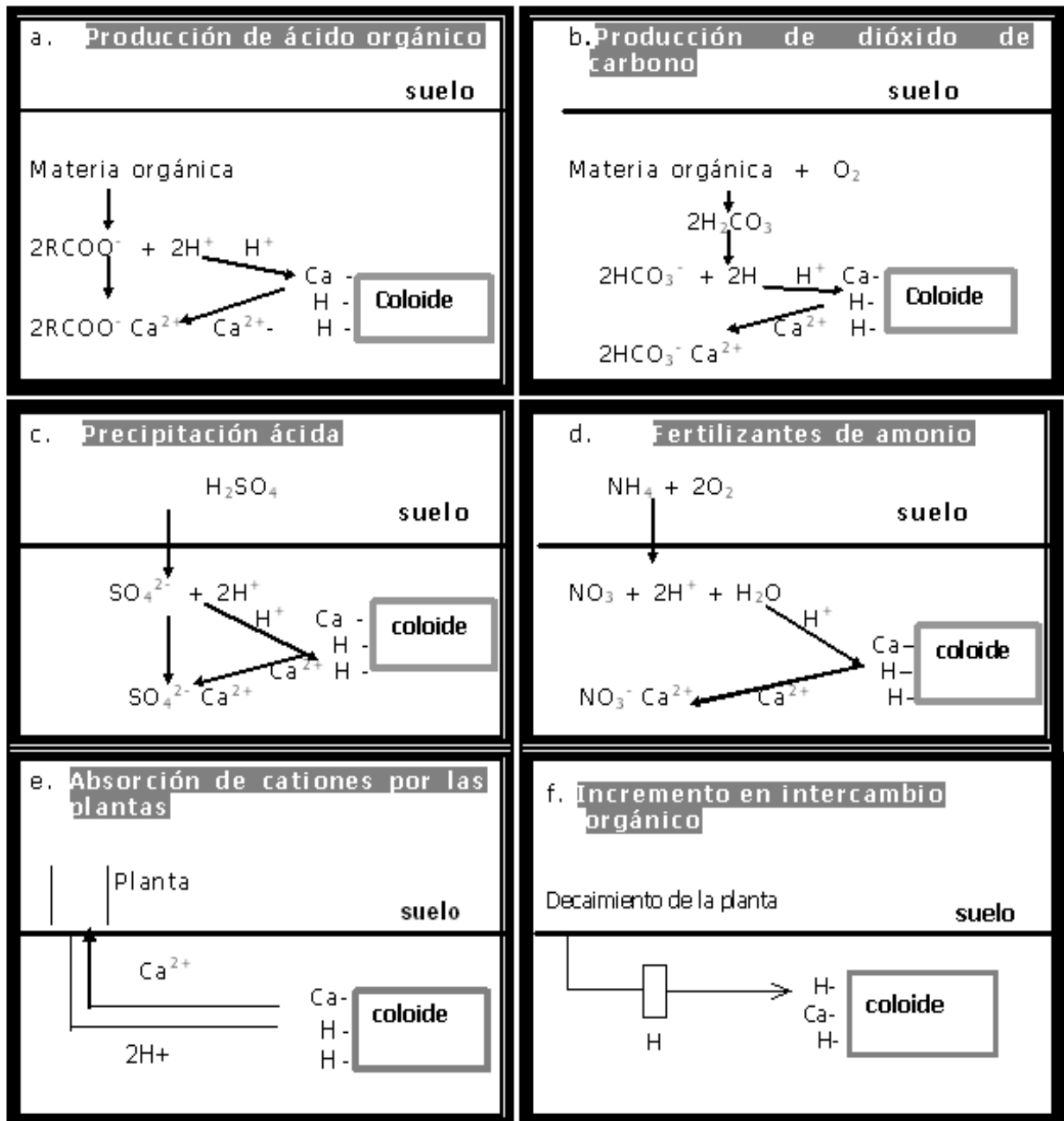


Figura 3. Principales mecanismos de la acidez del suelo. El inciso a b representan el mecanismo de acidificación o aporte de iones hidronio ( $H^+$ ) al complejo coloidal por vía natural; en el inciso a se muestra la reacción de degradación de la materia orgánica (MO) que aporta ácidos orgánicos al suelo por acción de la actividad microbiana; en el inciso b se muestran los aportes de ácido carbónico inorgánico, también derivado de la MO. Los incisos c y d muestran acidificación antrópica: el c se presenta el aporte de iones  $H^+$  derivados del ácido sulfúrico (similar al del ácido nítrico) y el d muestra al ión amonio como ácido donador de  $H^+$  hacia el coloide. El inciso e muestra la toma de BI por parte del arbolado y su posterior reemplazo de  $H^+$  (Skeffington, 1987).



### **5.2.3 Absorción de los vegetales**

La acidificación que se presenta por la absorción de BI que se lleva a cabo por la adsorción de las plantas atiende a mantener un balance de iones nutrimentales cargados positiva y negativamente en la interfase raíz-suelo. Esto es que la tendencia esta dirigida a mantener una electroneutralidad en ambos (MacFadyen, 1987).

Por ejemplo la absorción de un catión  $\text{Ca}^{2+}$  implica que el árbol debe devolver dos equivalentes  $\text{H}^+$  para equilibrar el potencial electrostático Figura 4e. Tomando en cuenta la alta demanda que tienen los árboles de BI (Ca, Mg, K y Na) los aportes de  $\text{H}^+$  por esta vía resulta de consideración en los procesos de la acidificación del suelo (MacFadyen, 1987). Oden (1976) calculó que un pino aporta  $3400 \text{ cmol}(+) \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  de iones  $\text{H}^+$  por la toma neta de BI y Skefington (1987) la calculó en  $80\ 000 \text{ cmol}(+)\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  de  $\text{H}^+$  para un suelo agrícola.

Este proceso de acidificación conlleva a una disminución en la saturación de bases en el coloide y una consecuente disminución del pH (Skefington, 1987).

### **5.3 Acidez no natural**

La acidez no natural o antrópica del suelo también puede considerarse como aquella que proviene de los aportes de contaminantes que se arrojan a la atmósfera o directamente al suelo en forma de vertidos como son los fertilizantes y desechos industriales y que conducen a un aumento de la acidez del suelo.

### 5.3.1 Depósito ácido por contaminación atmosférica

El depósito atmosférico ácido se refiere al proceso por el cual los contaminantes químicos atmosféricos descienden y provocan un aumento en la acidez del suelo. La lluvia ácida es el evento más representativo del depósito ácido y solo es considerado así cuando su valor de pH se halla por debajo de 5 ya que por encima de este valor la acidez de la lluvia es atribuida al ácido carbónico que se forma a partir del CO<sub>2</sub> atmosférico (Subdirección de Inventario de Emisiones, 1996). Este proceso se puede explicar en tres etapas importantes: etapa de emisión, de reacción y de depósito.

#### *Etapas de emisión.*

En la etapa de emisión los contaminantes son expulsados hacia la atmósfera a partir de una fuente generadora del contaminante y sin haber reaccionado químicamente con otros compuestos, por lo que son llamados *contaminantes primarios* (Cuadro 1).

**Cuadro 1. Contaminantes atmosféricos primarios y secundarios**

<i>Contaminantes Primarios</i>	<i>Contaminantes Secundarios</i>
Monóxido de carbono (CO)	Ozono (O <sub>3</sub> )
Hidrocarburos (HC)	Aldehídos (COOH)
Partículas	Ácidos orgánicos
Óxidos de azufre (SO <sub>x</sub> )	Pentóxidos de nitrógeno
Óxidos de nitrógeno (NO <sub>x</sub> )	Radicales libres
	Dióxido de azufre (SO <sub>2</sub> )
	Óxidos de nitrógeno (NO <sub>x</sub> )

Se considera que las principales fuentes emisoras de contaminantes que contribuyen a la acidificación en el sector industrial son las plantas termoeléctricas, refinerías de petróleo y la petroquímica (Únlû, 1999). Sin embargo para la Ciudad de México se atribuye al sector vehicular el 80% de la contaminación total, de la cual 184,988 y 22,688 tonaño<sup>-1</sup> corresponden a NO<sub>x</sub> y SO<sub>x</sub> respectivamente (García, 1999) .

Estos contaminantes emitidos a la atmósfera no permanecen estáticos sino que son dispersados por la velocidad y dirección de los vientos que se hayan regidos por un patrón de circulación dominante. La velocidad influye en una mayor dispersión por arrastre y con ello un mayor alcance de los contaminantes, en cambio la dirección del viento determina la trayectoria de intersección que va a ser más afectada.

Por ejemplo en la Ciudad de México durante casi siete meses del año se mantienen vientos de baja velocidad, menores a  $1.5 \text{ m seg}^{-1}$  con dirección de norte a sur, así la dispersión de los contaminantes de la zona norte van quedando depositados en la zona centro, sureste y suroeste de la ciudad (MedSpain, 1998).

#### *Etapas de reacción.*

Los contaminantes que han sido emitidos a la atmósfera son por lo general muy inestables en el medio atmosférico de manera que reaccionan para encontrar formas químicas más estables y previas a la depositación. Las reacciones se ven favorecidas por la acción de los rayos solares porque proporcionan energía fotoquímica para la formación de los llamados *contaminantes secundarios*.

La humedad en la atmósfera sirve también como agente químico que interviene en la síntesis de los productos finales al reaccionar con los  $\text{NO}_x$  y los  $\text{SO}_x$  (Seinfeld, 1978) y formar los respectivos ácidos el nítrico y sulfúrico (Figura 4).

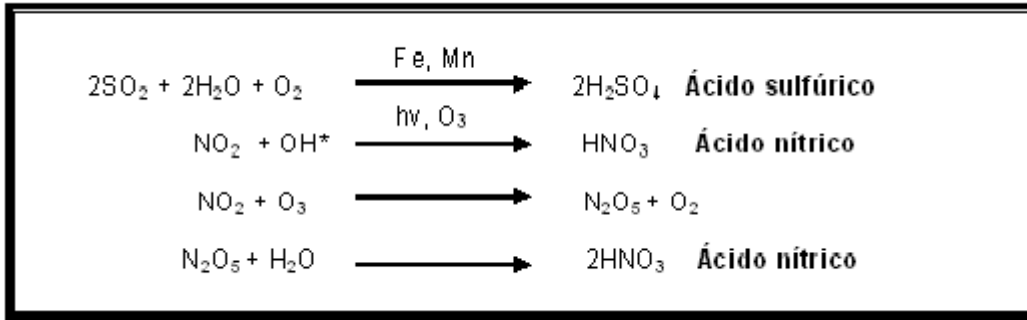


Figura 4. Reacciones de formación de ácidos inorgánicos atmosféricos (Seinfeld 1978)

#### *Etapa de depósito.*

En la etapa de depósito los ácidos nítrico y el sulfúrico tienden a descender como compuestos potencialmente corrosivos (Seinfeld, 1978) que donan protones al suelo (Figura 3c, pag.11) sin que este muestre cambios inmediatos en su pH, sin embargo, con la repetición prolongada de estos eventos en mediano y largo plazo (de 10 y 50 años) se va disminuyendo la capacidad buffer del suelo y se expone a un proceso de excesiva acidificación y decline forestal (Nellemann *et al.*, 2001; SEI, 1998 y Grennfelt, 2001).

La influencia del depósito sobre las áreas forestales es variable en función del mencionado patrón de circulación de vientos pero también de la cercanía que éstas tengan con las fuentes de emisión. Esto quiere decir que a mayor cercanía con la fuente de emisión la influencia será mayor, ya que a menor distancia la concentración del contaminante es mayor y se va diluyendo a medida que se dispersa.

#### **5.3.2 Fertilizantes**

Los agentes fertilizantes empleados en los cultivos también pueden aumentar substancialmente la acidez del suelo. El uso continuo de fertilizantes de amoníaco pueden provocar condiciones ácidas (Figura 3d, pag.11) mediante la intervención de microorganismos que propician la reacción:



En forma similar, al disolverse los gránulos de  $\text{H}_3\text{PO}_4$  del fertilizante se puede conducir a un pH extremadamente ácido de 1.5, a lo cual los suelos responden rápidamente neutralizando al  $\text{H}_3\text{PO}_4$ , pero los productos ácidos de la reacción permanecen y modifican las propiedades del suelo (Bonh, 1993). Así la rapidez de acidificación del suelo es mucho mayor por adición de fertilizantes amoniacales que la atribuida al depósito de los ácidos sulfúrico y nítrico por efecto de las actividades humanas.

### ***1.1 5.4 Líneas de investigación que estudia la acidez del suelo***

#### **5.4.1 Capacidad buffer**

En este enfoque planteado por la Universidad de Estocolmo, Suecia se consideran dos propiedades del suelo como determinantes para abordar el comportamiento de suelos ante el depósito ácido: la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) y Por Ciento de Saturación de Bases (%V). Estas dos propiedades conjugadas determinan la capacidad buffer del suelo, si ambas propiedades (CIC y V) se encuentran en proporciones elevadas el suelo tendrá alta capacidad buffer (SEI, 2003).

Para los suelos con 80 a 100 por ciento de V se asume que están en el rango buffer de los carbonatos; suelos de 60 a 80 por ciento tienen bajo contenido en minerales de carbonato o altos niveles de intemperismo; suelos con 20 a 40 pueden encontrarse en el rango buffer del aluminio y de 0 a 20 por ciento es probable que se encuentren cerca del rango buffer del aluminio (SEI, 2003). Para poder asignar un valor a la capacidad buffer se establecen cinco clases en función de su CIC y V (Cuadro 2).

**Cuadro 2. Clasificación buffer de suelo** (SEI, 2003)

%V		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
CIC cmol(+) Kg <sup>-1</sup>	<10	1	1	2	3	5
	10- 25	1	2	3	4	5
	>25	2	3	4	5	5

La clase 1 indica la mayor sensibilidad a la acidez y el 5 la menor.

#### 5.4.2 Balance de masas

En esta línea de investigación se aborda la acidez del suelo mediante un balance de masas en la que se emplean ecuaciones que pueden fluctuar en complejidad dependiendo del grado de exactitud que se persiga y también dependiendo de la disponibilidad de datos que se tengan.

En general se evalúan las entradas y salidas de agentes básicos y ácidos. Este balance se obtiene al introducir datos de medición como son el depósito atmosférico de BI y aniones SO<sub>4</sub> y NO<sub>3</sub>, niveles de precipitación, análisis detallado de la composición mineral del suelo y su velocidad de intemperismo, toma de BI y N por los vegetales y lixiviación (Hodson *et al.*, 1997).

Este tipo de resultados arroja información muy importante que indican la carga crítica actual del suelo y es posible además utilizar modelos de proyección con un alto grado de confiabilidad de las tendencias que puede seguir la acidificación del suelo en diferentes escenarios (Grennfelt *et al.*, 2001).

PROFILE es un modelo computacional basado en ecuaciones de balance de masas, que ha sido usado extensamente en Europa para calcular las cargas críticas y negociar el abatimiento internacional de las emisiones de S-N. Este modelo calcula los niveles de reemplazo de cationes por intemperismo mineral a partir de parámetros físicos y químicos del suelo,

así como de datos mineralógicos. El resultado final es lograr conocer la química de la solución del suelo (Hodson *et al.*, 1997)

El modelo MAGIC en cambio es un modelo que se emplea para simular los efectos a largo plazo del depósito ácido y requiere de una entrada moderada de datos. El único inconveniente es que este modelo no incluye el intemperismo de carbonatos y por tanto no puede ser aplicado a suelos calcáreos (De Vries *et al.*, 1989).

El modelo SMART, también aborda el balance de masas para simular escenarios de acidificación para ambos tipos minerales, los hidróxidos de aluminio y los carbonatos, de manera que tiene amplia aplicación en todo el rango buffer (De Vries *et al.*, 1989).

La generación de una plataforma para abordar el problema de la acidificación del suelo ha permitido en Europa la introducción de estrategias de control de la contaminación atmosférica (Nilsson, 1986) acordado en el protocolo de Gothenburg, 1999.

#### **5.4.3 Proporción Ca:Al**

Muchos estudios que investigan la acidez del suelo y su carga crítica toman como modelo la proporción molar Ca:Al en la solución del suelo. Se considera que la carga crítica es excedente cuando la proporción Ca/Al < 1 y es asociado con daños hacia las raíces (De Vries, 1993; Cronan y Griral, 1995).

## **5.5 Mecanismos buffer del suelo**

### **5.5.1 Material parental**

El material parental juega un papel importante en la capacidad buffer del suelo ante el depósito ácido. Su capacidad buffer esta proporcionalmente relacionada a su tasa de intemperismo o dicho de otra manera a la velocidad de liberación de BI en la matriz del suelo (Langan *et al.*, 1995).

Cuando el material parental y los minerales del suelo tienen altos contenidos de material fácilmente intemperizable predomina una rápida disponibilidad de BI para neutralizar la acidez y también para satisfacer los requerimientos biológicos. Contrariamente en esos materiales parentales en los que hay bajos contenidos de minerales fácilmente intemperizables puede haber insuficiencia de BI para reemplazar aquellos que se pierden por lixiviación y la toma por los vegetales (Langan *et al.*, 1995) de tal manera que la amortiguación a la acidez se hace menos eficiente. Tales condiciones pueden observarse en minerales como el cuarzo, los feldespatos-K de acuerdo a la clasificación Skokloster donde la capacidad de carga o carga crítica de agentes acidificantes es pequeña como se muestra en el Cuadro 3 (Nilsson y Grennfelt, 1988).

Caso contrario en los minerales con alta tasa de intemperismo con altas concentraciones de BI, son capaces de liberarlos en una proporción mayor a 20 veces que el cuarzo. Tal es el caso de los suelos calcáreos procedentes de roca caliza o roca margá (Nilsson y Grennfelt, 1988).



**Cuadro 3. Clasificación mineralógica (Skokloster) y sus cargas críticas<sup>1</sup> (0-50 cm de profundidad) (Nilsson y Grennfelt, 1988)**

clase	Minerales	Usual Roca parental	Carga Crítica cmol(+) m <sup>-2</sup> año <sup>-1</sup>
1	Cuarzo, K-feldespatos *	Granito, Cuarzita	< 20
2	Moscovita, Plagioclasa, Biotita (< 5%)	Granito, Gnesis	20 – 50
3	Biotita, Anfibolita (< 5%)	Granodiorita, Greywacke, Gabbro, arcilla esquistosa Esquisto	50 –100
4	Pyroxeno, Epidote, olivino (< 5%)	Gabbro, Basalto	100 – 200
5	Carbonatos	Roca caliza, Roca marga	> 200

### 5.5.2 Material coloidal

El material coloidal también interviene como un mecanismo buffer del suelo debido a su capacidad adsorbente. Retiene a los BI en su superficie y evita que se pierdan por lixiviación. Los coloides del suelo se pueden dividir en dos grupos de acuerdo a su naturaleza: los coloides minerales “arcillas” y los orgánicos “humus”, ambos pueden estar unidos formando complejos.

#### *Arcillas*

El tamaño máximo establecido para una partícula coloidal es de 1 micra, aún cuando hay arcillas que alcanzan un tamaño de 2. Su pequeño tamaño genera una gran superficie de contacto en la que realiza la adsorción de cationes presentes en el medio, por ejemplo un centímetro cúbico relleno por partículas de 1 micra alcanza una superficie de contacto de 6 m<sup>2</sup> de superficie total (Cepeda, 1991). Es por esta propiedad de las arcillas que son responsables de aumentar la capacidad de intercambio catiónico (CIC).

En las regiones húmedas las partículas coloidales pueden adsorber una gran cantidad de cationes que muestran cierto grado de hidratación de acuerdo a un orden decreciente como se muestra a continuación:

<sup>1</sup> Carga crítica es equivalente a que referirse a la capacidad búfer del suelo



Para establecer la capacidad de intercambio que realizan las arcillas dependerá de su abundancia y del tipo de arcilla, por ejemplo la caolinita que presenta una capacidad de cambio de bases entre 3-15  $\text{cmol}(+)/\text{Kg}^{-1}$ , la illita 15-45  $\text{cmol}(+)/\text{Kg}^{-1}$ , la montmorilonita 80-100  $\text{cmol}(+)/\text{Kg}^{-1}$ , entre otras (Cepeda 1991).

### *Humus*

El humus presenta una mayor capacidad de cambio en comparación con las arcillas al alcanzar valores que van de 150 a 300  $\text{cmol}(+)\text{kg}^{-1}$  (Skeffington, 1987). Su capacidad de cambio va aumentando con el aumento del pH, mientras que las arcillas son independientes del pH. Su grado de saturación de bases se haya entre 50 o 60% y presenta un pH francamente ácido de orden de 5.5 (Duchaufour, 1975).

## **5.6 Movilidad de metales pesados**

En todos los suelos existe la presencia de los llamados metales pesados, se les denomina así a todos aquellos que se hayan en una densidad igual o mayor a 5. El más abundante en la corteza terrestre es el aluminio, seguido por el hierro y los demás ocupan valores traza (Cepeda, 1991). La mayor parte de ellos se hayan en forma de complejos o también llamada de precipitados y no tienen movilidad, aunque en pHs moderadamente ácidos a neutros la movilidad es muy poca, así que solo pequeñas cantidades se hayan en forma iónica y disponibles para las plantas. Sin embargo en pH fuerte y excesivamente ácido, los enlaces covalentes de los complejos se rompen y se disponen altas concentraciones de iones metálicos (Bohn, 1993). Es esta la forma química en la que adquieren una alta movilidad a través del perfil y quedan en mayor disponibilidad para los árboles. Así el pH es un factor determinante en la movilidad de los metales pesados porque cuando su valor disminuye la solubilidad de los metales aumenta (Reddy, 1995).

El aluminio es el metal más comúnmente involucrado en el proceso de la acidificación del suelo, aunque, se ha sugerido que hay otros metales involucrados de manera importante como el Fe, Mn, Cu, Cd y Zn (Howells, 1990). Por ejemplo la solubilidad del aluminio ( $Al^{3+}$ ) se hace evidente a partir de un pH de 5.5 y logra predominar en el suelo por debajo de 4.2 por un proceso de hidrólisis (Figura 5). De la misma forma el hierro muestra un comportamiento similar al del Aluminio durante las reacciones de hidrólisis (Bohn, 1993).

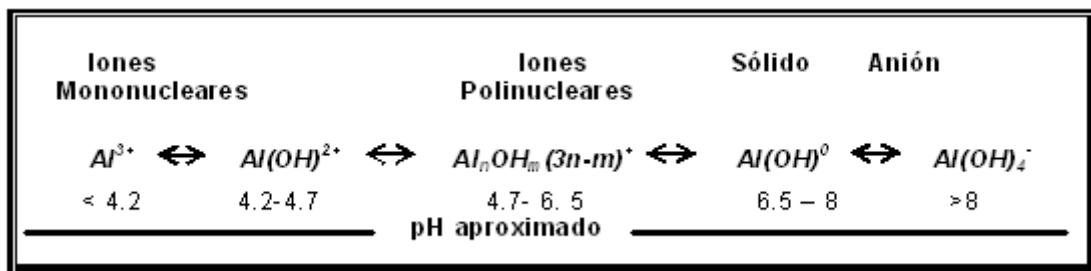


Figura 5. Formas químicas del Aluminio en función del pH (Martínez *et al.*, 2001 y Hutchinson, 1980)

## 5.7 Toxicidad

La toxicidad es un término no bien definido debido a que un elemento se considera tóxico en el momento en que éste afecta de manera considerable el metabolismo del arbolado. La concentración no puede ser precisada porque depende de la resistencia que tenga cada especie en particular (Tomioka, 2001).

Los efectos tóxicos por la acidificación del suelo pueden tomar diferentes mecanismos ya sea de manera directa o indirecta. El mecanismo directo es cuando el catión afecta directamente la estructura del organismo como en raíces, tallo u hojas. Y el efecto indirecto es cuando los cationes en altas concentraciones bloquean la absorción de ciertos nutrimentos del suelo.

### **5.7.1 Daño en raíces**

Este tipo de toxicidad representa un efecto directo que resulta en la disminución en la producción de raíces finas y enraizamiento poco profundo (De Wit, 2001 y Kabata, 1992). La disminución en la producción de raíces finas puede causar una deficiente absorción de nutrientes.

### **5.7.2 Daño en hojas**

Otro daño por estés es la deficiencia de magnesio en hojas y la defoliación por un aumento en las concentraciones de aluminio que se ha reportado en *Norway spruce*, lo que sugiere el bloqueo de Mg a causa del aluminio. Para observar estos daños generalmente se usa como criterio de daño la proporción Ca:Al y Mg:Al (De Wite, 2001a, De Wite, 2001b) .

Se ha encontrado que pH de 3.6 y 3.9 causan disminución en la tasa fotosintética, peso seco de las hojas y contenidos de clorofila (Shan *et al.*, 1997). También se ha observado que existe una disminución fotosintética por la presencia de altas concentraciones de Cu, Cd y Pb (Burzynski, 2004).

Otro mecanismo que afecta a las plantas es la bioacumulación por altas concentraciones de Fe y Mn solubles, aunque solamente se han reportado éstos efectos en plantas de cultivo. En estos casos se observa clorosis y necrosis en las márgenes y zona central de las hojas. Este daño generalmente ocurre en las hojas más viejas, porque mientras más largo es el periodo de una hoja en la planta, mayor el tiempo de acumulación de un exceso de micronutrientes (Fisher, 2002).

### **5.7.3 Bloqueo del Calcio y Magnesio**

Un mecanismo por el cual se produce daño a la salud del bosque se relaciona con el bloqueo de elementos esenciales por efectos indirectos de la acidificación del suelo.

Se ha encontrado que altas concentraciones de Al provocan estrés en árboles forestales que se muestra por deficiencia de Mg en las hojas y afecta el transporte del Ca en plantas (De Wit, 2001b y Kabata, 1992).

El bloqueo de Mg ocasiona una deficiencia en la síntesis de clorofila y por obvia razón una disminución en la tasa fotosintética. Este efecto puede conducir a una clorosis o amarillamiento de las hojas (De Wit, 2001b).

Este efecto tóxico puede revertirse adicionando cantidades adecuadas de ambos elementos que ocasiona un efecto positivo en el incremento del pH (Kabata, 1992).

#### **5.7.4 Bloqueo de P**

El P es un macronutriente requerido por el arbolado, su poca disponibilidad puede ser provocada por una alta concentración de óxidos de Al y Fe libres que adsorben al ión fosfato y lo inmovilizan para hacerlo no disponible (Kabata, 1992).

Dado que no es posible establecer concentraciones puntuales en los niveles de toxicidad es necesario mostrar valores que muestren un marco de referencia de éstos umbrales (Cuadro 4).

**Cuadro 4. Concentración de metales pesados totales y en la solución del suelo**

Elemento en suelo	Alowallay(1990) Totales	Bonh(1993) Totales	Reimann(1998) Totales Hor B	Bohn(1993) en Solución
		mg Kg <sup>-1</sup>		mg L <sup>-1</sup>
Al	----	10 000- 200 000	240-27 700	0.1-0.6
Cr	75-100	5-100	2.1-840	0.001
Mn	1 500-3 000	10-4000	20-1900	0.1-10
Fe	10 000-300 000	----	800-98 500	----
Ni	10-1 000	10-1000	<2-148	0.05
Cu	2-100	2-100	1.1-298	0.03-0.3
Zn	10-300	10-300	0.7-237	>0.005
As	20-50	1-50	----	0.1
Pb	100-400	2-200	<5-591	0.001

### **5.8 El suelo un indicador de emisiones**

La importancia de generar un indicador de la acidificación del suelo está encaminada a evitar una disminución parcial en la productividad del bosque y daños permanentes a la vegetación.

Este indicador consiste en monitorear la protonización del suelo (H<sup>+</sup>) a causa de las emisiones de azufre y nitrógeno a la atmósfera (Oja, 2000 y Van Der 1999). Ambos agentes contribuyen a la acidificación, aunque teniendo presente, que un equivalente de S contribuye mas a la acidez que uno de N (Posh, 2000).

Considerando a la acidez del suelo como una variable que está en función de las emisiones contaminantes N-S (Después de haber considerado la acidez natural) puede establecerse un criterio máximo de emisiones a la atmósfera, sabiendo que el depósito ácido puede exacerbar la acidez natural del suelo en un periodo de tiempo relativamente corto (Hodson *et al.*, 1997). De tal manera que el concepto de carga crítica del suelo es ahora utilizada en los países europeos como criterio de emisiones de N-S

(Van Der, 1999) y establecido en el Protocolo de 1999 para abatir la acidificación (Posh, 2000).

El resultado de éste protocolo ha sido la reducción de emisiones de N-S a la atmósfera y un futuro alentador para el año 2050 en el que se proyecta una reducción de los escenarios con alto riesgo a la acidez.

## **5.9 Técnicas de análisis**

### **5.9.1 Absorción atómica**

La absorción atómica es una técnica analítica que ocupa un lugar junto con la emisión atómica y la fluorescencia en el estudio de la espectroscopia atómica que se basa en la medición de la absorción, emisión y fluorescencia (respectivamente) de la radiación electromagnética que las partículas atómicas producen al ser excitadas. Cada elemento produce una radiación específica que permite relacionarla al elemento particular que corresponde (Zapata y Galván, 2004).

#### *Excitación de la muestra*

Cada elemento tiene un número específico de electrones que ocupan posiciones en forma predecible y ordenada, y equivalentes al número de protones de su núcleo atómico. Cuando el átomo se encuentra en un estado energético bajo, es decir, sin la aplicación de energía su configuración es más estable, conocida como **estado basal**. Si a éste átomo se le aplica energía de magnitud apropiada la absorberá provocando inestabilidad en la estructura atómica, induciendo a que el electrón exterior sea removido a un orbital menos estable "**estado excitado**". Como este estado es inestable, el átomo espontáneamente retornará a su estado basal no sin emitir la energía equivalente a la absorbida en un instante (Zapata y Galván 2004).

### **5.9.2 PIXE**

La Emisión de Protones inducida por Rayos X (PIXE) ha sido una herramienta de análisis que ha acaparado la atención de los científicos por su habilidad para obtener análisis de elementos traza ha niveles tan bajos como de varias partes por millón (ppm) de manera muy eficaz y una resolución espacial menor o igual a 30 micrómetros, también ha demostrado ser una técnica muy capaz para análisis de minerales de silicatos y vidrio con buena reproducibilidad y exactitud (Wilson, 2002).

#### **5.9.2.1 Fundamento**

El fundamento del funcionamiento de este sistema se basa en la interacción de las partículas emitidas con los electrones de los átomos de la muestra. Generalmente las partículas de colisión son núcleos de H de aproximadamente 1 800 veces más grandes que los electrones (Ruvalcaba, 2001).

Los protones se colisionan con los átomos y producen la expulsión de los electrones de los niveles energéticos o capas mas internas del átomo (Figura 6). Tal evento provoca la ionización y con ello la excitación del átomo, hasta que un electrón de capas superiores realiza una transición y ocupa el hueco dejado por el electrón expulsado. Esta transición provoca una emisión de energía igual a la diferencia de energía que hay entre ambas capas. El hueco dejado a su vez por el electrón que brincó a sustituir al primero es también ocupado por otro electrón de capas superiores, dando paso de esta manera, a la emisión de rayos X característicos para cada elemento (Ruvalcaba, 2001).

A través de los sistemas de detección no sólo se puede determinar los elementos que se hayan presentes, sino también la concentración, para lo cual, deben tenerse bajo control ciertas variables como son: el flujo y probabilidad de interacción de partículas incidentes y el espesor del material irradiado (Ruvalcaba, 2001).



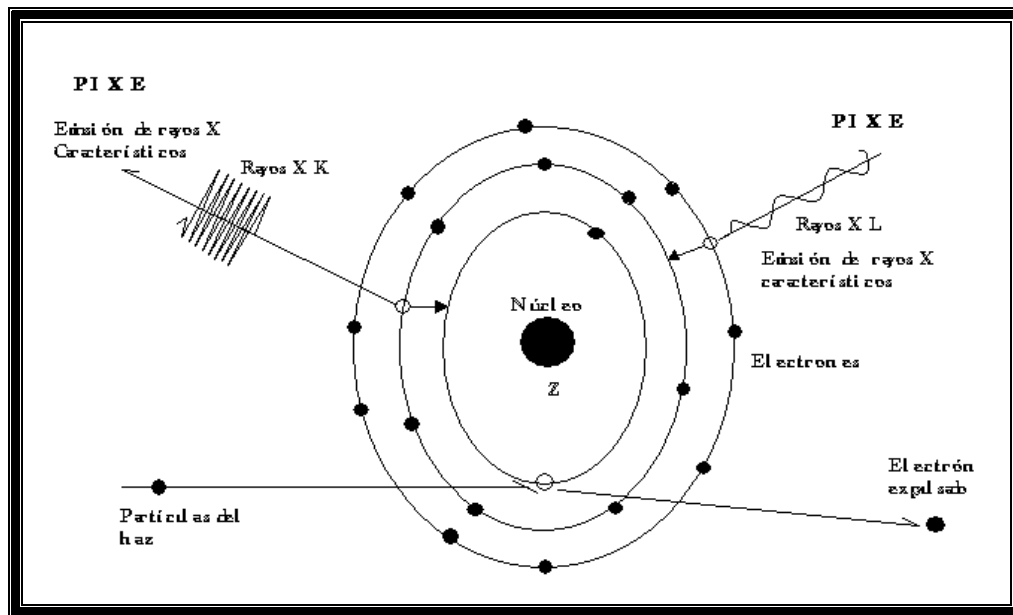


Figura 6. Mecanismo de excitación del elemento para la emisión de rayos X

### 5.9.2.2 Acelerador de partículas.

El acelerador de protones es esencialmente un dispositivo que permite proporcionar energía a iones (o partículas cargadas) y conformar el rayo de partículas.

Las partículas que son aceleradas y que forman el haz, son producidas a partir de un sólido o un gas en un sistema llamado fuente de iones. Las partículas producidas son conducidas por campos electromagnéticos hasta un tubo acelerador, en el cual se les proporciona energía a través de una diferencia de potencial alcanzando altas velocidades.

La óptica del acelerador, construida por sistemas de campos electromagnéticos, permite conformar y conducir el haz de partículas a través de líneas al vacío hasta un sistema de haz externo para analizar la muestra al exterior, en presencia de atmósfera (Ruvalcaba, 2001) (Figura 7).



Figura 7. Peletrón del Instituto de Física, UNAM.

### 5.9.2.3 Sistema de detección.

Para detectar la incidencia de los rayos-X de cada elemento se utilizan sistemas de detección de baja corriente que permiten la dispersión de la energía en el sistema compuesto de seis elementos básicos como se observa en la Figura 8 (Blok-Van, 1993).

Cristal. Este puede ser puramente de germanio (HpGe), germanio-litio o silicio-litio (Si-Li). Este convierte los rayos-X a paquetes de cargas electrónicas proporcionales a la energía el rayo-X que entran.

Pulso procesador. Amplifica e integra los paquetes de carga del detector. Posteriormente filtra y amplifica los pulsos que muestran una relación proporcional con la energía de los rayos-X de entrada.

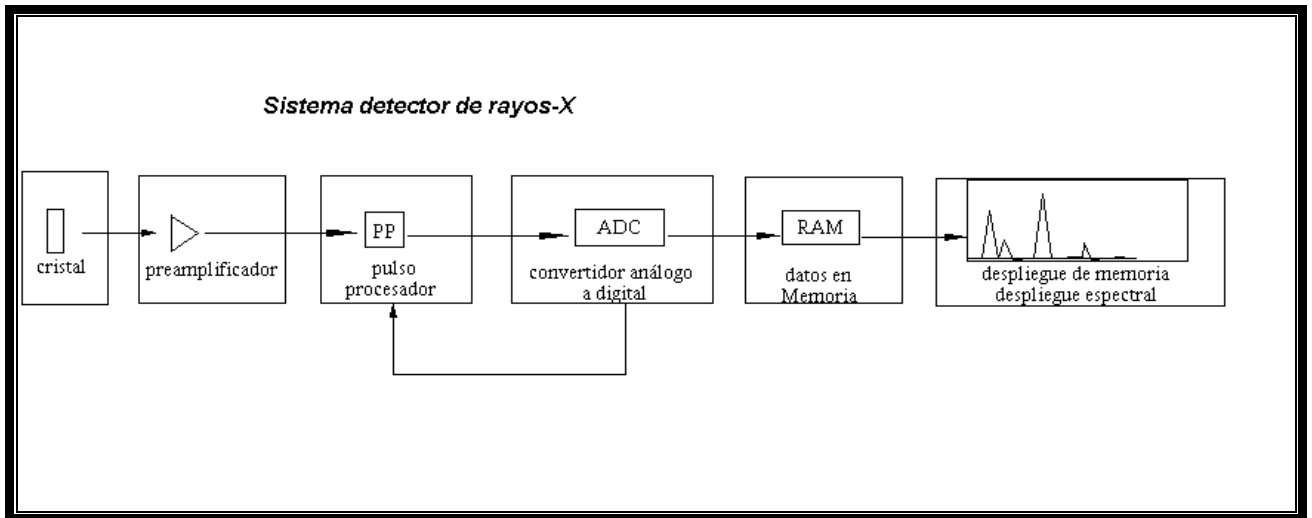


Figura 8. Sistema Detector de Rayos “X” empleado para la técnica de PIXE  
(Block-Van, 1993)

Convertidor análogo a digital. Este convierte los pulsos en una señal que se despliega en pantalla, de acuerdo a la amplitud y al número de cuentas que hay en cada intervalo de energía. Aquí es necesario conocer el voltaje al cual se trabaja (representado en KeV) cuando el equipo es calibrado.

Acceso a la memoria de datos Random (RAM). Esta contiene las localizaciones de almacenamiento para el total de cuentas de los rayos-X.

Despliegue espectral. Este representa el número de cuentas de rayos-X en el eje “Y”, mientras que en el eje “X” se muestra el valor de energía de los diferentes canales característicos de cada elemento, como se observa en la Figura 9 (Block-Van, 1993).

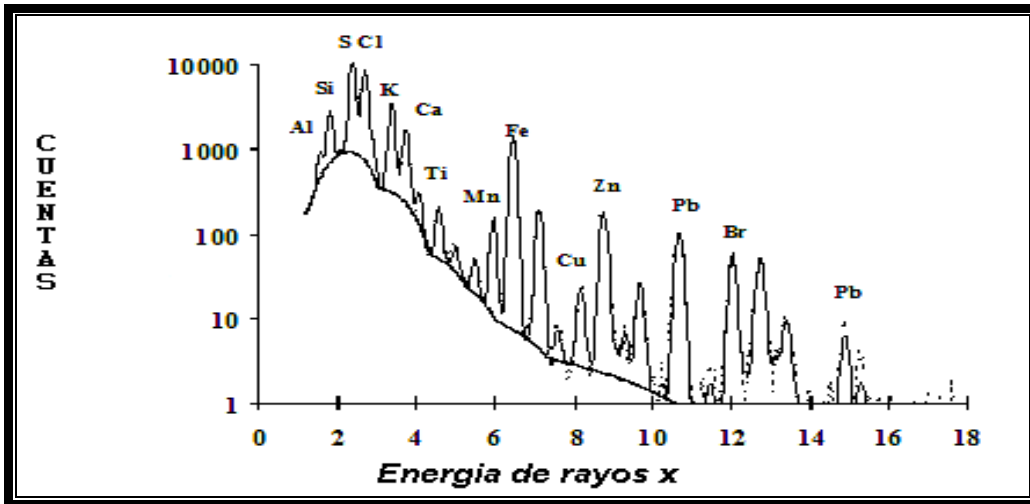


Figura 9. Despliegue espectral en pantalla donde se proyectan los niveles energéticos característicos de cada elemento y número de cuentas.

## V. OBJETIVOS

---

---

### **Objetivo general:**

Determinar si existe una protonización del suelo forestal por influencia de la Contaminación atmosférica en dos localidades de Villa del Carbón.

### **Objetivos particulares:**

- Realizar los análisis físicos y químicos: pH, CIC, Materia Orgánica, Textura, Densidad Aparente y Real, Color y saturación de bases.
- Cuantificar los metales pesados (Al, Fe, Zn, Mn y Pb) y observar si hay movilidad.
- Obtener un análisis multielemental del suelo por la técnica de PIXE
- Calcular la carga crítica de suelo
- Explicar los efectos de la lluvia ácida en las dos localidades de Villa del Carbón.

## **V. HIPÓTESIS**

---

---

Si el depósito ácido por efecto de la contaminación es un factor que puede incrementar la acidez en los suelos forestales, entonces se esperan obtener valores de pH menores a 4 y observar movilidad de metales pesados en la fase mineral del suelo.

## V. ZONA DE ESTUDIO

---

---

### *Municipio de Villa del Carbón:*

El municipio de Villa del Carbón se conforma por ramificaciones que descienden del cerro de la Bufa y se entrelazan con la Sierra de Tepetzotlán, geografía que le caracteriza por estar asentada entre montañas de espesos bosques de encinos, madroños y pinos que le dan un escenario de gran belleza natural (Gobierno del Estado de México, 2000).

Villa del Carbón se localiza al norte del Estado de México y está unido a los municipios de Jilotepec, Chapa de Mota, Morelos, Jiquipilco, Nicolás Romero y Tepetzotlán de la misma entidad federativa y con Tepeji del Río, Estado de Hidalgo. El clima predominante es templado sub-húmedo, con heladas constantes en invierno; la temperatura media anual es de 20° C y a una altura de 2,600 msnm. (Gobierno de Edo de México, 2000). San Francisco de las Tablas y Loma Alta (Fig. ) son localidades forestales que forman parte de este municipio en las que se realizó el muestreo, las cuales ocupan una extensión territorial de 14 500 ha.

### *San Francisco de las Tablas*

Son suelos formados por rocas ígneas extrusivas de la era cenozoica del período terciario. El suelo predominante corresponde a un andosol ócrico (INEGI, 1981)<sup>1</sup> que presenta una mineralogía con alta capacidad buffer ante el depósito ácido (SEI, 1996), aunque también tiene formaciones de suelos secundarios como son el andosol húmico con mediana capacidad buffer (SEI, op cit). El paraje de San Francisco de

---

<sup>1</sup> Los suelos de estudio han sido clasificados con el formato heco por FAO-UNESCO 1970, aunque, a esta clasificación se le han hecho modificaciones por la FAO-ISRIC-SICS, 1998 bajo el concepto de Base Referencial Mundial del Recurso Suelo, para precisar de mejor manera la identificación de los diferentes tipos de suelos.

las Tablas presenta vegetación de bosque mixto de Pino-Encino acompañados de *Cupressus lindleyi* y *Alnus* spp. (Calva, 1999)

### Loma Alta

Su geología también corresponde a suelos formados por rocas ígneas extrusivas de la era cenozoica del período terciario. El suelo es predominantemente Luvisol crómico con mineralogía que presenta alta capacidad buffer frente al depósito ácido y con formaciones secundarias de Feozem Háplico de mediana capacidad buffer (SEI, 1996). Loma Alta también cuenta con un bosque mixto pino-encino; bosque de pino y agricultura de temporal, así como el cedro que se encuentra en poca proporción (INEGI, 1981).



Figura 10. Localidades de Muestreo Correspondientes al Municipio Villa del Carbón, Estado de México. Carta topoCuadro INEGI, 1981; escala 1:250 000. Las coordenadas geoCuadros son: para San Francisco de las Tablas 19° 45' 40" latitud norte y 99° 33' 00" Longitud Oeste y para Loma Alta 19°14' 24" Latitud Norte y 99° 28' 42" Longitud Oeste



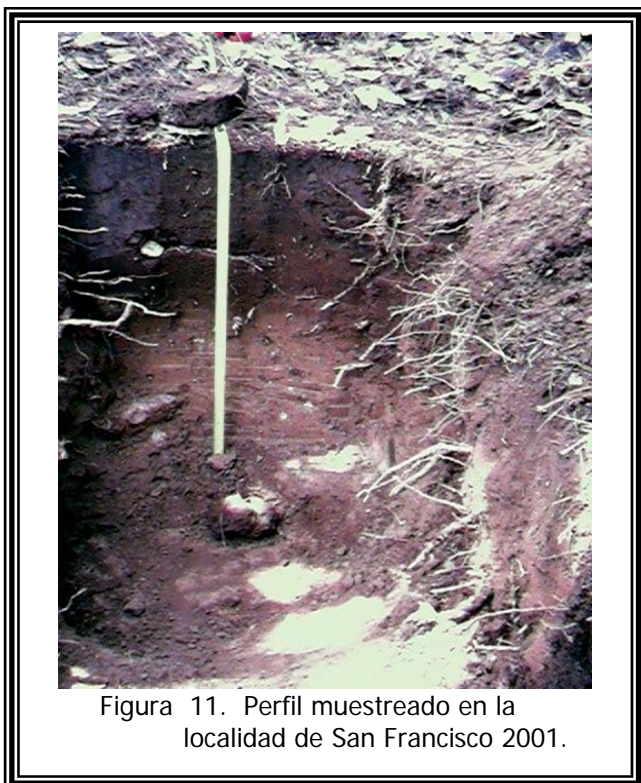


Figura 11. Perfil muestreado en la localidad de San Francisco 2001.

### **Andosol ócrico.**

Andosol ócrico es el suelo dominante en la localidad de San Francisco (INEGI, 1981). De acuerdo con Driessen estos suelos presentan un horizonte ándico o vítrico dentro de los 25 cm de profundidad, muestran alta influencia de depósitos preferentemente piroclásticos y sin embargo también pueden estar asociados a materiales volcánicos derivados de loess, argilitas y

materiales ferralíticos. Su mineralogía está dominada por minerales de bajo ordenamiento y son parte de la secuencia de meteorización en los depósitos piroclásticos (material del suelo téfrico, horizonte vítrico y horizonte ándico). Pueden tener desarrollados los horizontes AB ó ABC con un horizonte Ah oscuro con un grosor de 20-50 cm. En el horizonte B-C presenta color café. Existe una diferencia muy marcada del color entre la capa superficial y la capa profunda. Presentan generalmente colores oscuros en húmedo y en climas tropicales y fríos. El horizonte ándico que presentan estos suelos puede ser de dos tipos principales, el *sil-ándico* donde domina el alófono y el *alu-ándico* en donde prevalece el aluminio acomplejado por ácidos orgánicos. El sil-ándico tiene una reacción ácida a neutra, mientras que el alu-ándico varía de extremadamente ácido a ácido.

Los contenidos de materia orgánica en el horizonte superficial son al rededor de 8 % aunque los perfiles más oscuros pueden contener hasta 30 % de materia orgánica. El horizonte superficial es muy poroso y de estructura granular. La mayoría de los andosoles tienen excelente drenaje interno a causa de su alta porosidad. Presenta cantidades

variables (dependiendo del sitio) de minerales de vidrio volcánico, minerales ferromagnesianos (olivino, piroxenos y anfíboles), feldespatos y cuarzo en la fracción limo y arena.

Tiene buena estabilidad de los agregados, alta permeabilidad al agua y son relativamente resistentes a la erosión de la misma. Muestra dificultad a la dispersión de los agregados en los análisis de textura. La densidad del andosol es baja, típicamente menor a  $0.9 \text{ mgm}^{-3}$ , aunque puede bajar a densidades de  $0.3 \text{ mgm}^{-3}$  en andosoles altamente hidratados. Su saturación de bases es generalmente baja a causa de una fuerte lixiviación, excepto en algunos andosoles jóvenes y andosoles de regiones secas. Caracteriza a los andosoles la presencia de “aluminio activo” en varias formas químicas: aluminosilicatos como alófanos e imogolita; iones Al en capas de silicatos 2:1 y 2:1:1; complejos Al-humus y como iones intercambiables en los silicatos.

El calificativo ócrico se refiere a la coloración de un horizonte que es color gris cuando está seco y se torna oscuro cuando se humedece y además que contiene un porcentaje de carbón orgánico de menor a 0.4 %. Tiene poca presencia de óxidos de hierro libres, es de textura gruesa y una fina superficie costrosa (Driessen, 2001).

### **Luvisol crómico.**

Los suelos dominantes en Loma Alta corresponden a luvisol crómico (INEGI, 1981) que presentan de acuerdo con Driessen, una marcada diferencia textural en el perfil del suelo. En la superficie del horizonte una degradación de arcilla y una acumulación hacia la profundidad en el horizonte “*árgico*”. Los luvisoles tienen arcillas de alta actividad y carencia de *cambio textural abrupto* de los planosoles. Tienen en su horizonte *árgico* una capacidad de cambio igual o mayor a  $24 \text{ cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$  en la fracción arcilla. Los luvisoles son suelos moderadamente intemperizados contienen menores cantidades de óxidos de aluminio, hierro y titáneo que los lxisoles y una proporción  $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$  mayor a 2. Su color es típicamente café- café oscuro en el horizonte

superior a café grisáceo-fuertemente café o rojo en el horizonte árgico subsuperficial y suele ser menos rojizo en regiones frías que en climas cálidos.



Figura 12. Perfil muestreado en la localidad de Loma Alta 2003

En ambientes húmedos, puede presentarse pérdida de arcillas y óxidos de hierro libres en la capa superficial del suelo hacia un horizonte de eluviación bajo un horizonte "A" oscuro. Los luvisoles tienen propiedades físicas favorables, superficie granular o migajonosa y buen drenaje y aireación. Tiene una muy alta capacidad de almacenamiento de humedad en el horizonte árgico (15 a 20 % en volumen). El horizonte árgico tiene una estructura estable en la superficie del suelo con altos contenidos de limo puede ser sensible a la erosión.

Las propiedades químicas de los luvisoles varían con la historia pedogenética y material parental. La capa superficial generalmente es descalcificada y de poca reacción ácida con tendencia a la neutralidad y solamente algunos contienen carbonato de calcio.

La propiedad crómica que se añade a la unidad de suelo se debe a su color rojizo a rojo que se clasifica de acuerdo a las tablas munsell con 7.5YR y mayor a 4 en húmedo o color más rojizo (en húmedo) que 7.5YR (Driessen, 2001).

## IX. MÉTODOS

---

---

### **9.1 Muestreo**

Se muestrearon dos perfiles en el Municipio de Villa del Carbón, Estado de México, uno correspondiente a la localidad de San Francisco de las Tablas en el año del 2001 y otro a Loma Alta en el año del 2003. Dos perfiles más se obtuvieron del almacén de muestras colectadas en el Laboratorio de Contaminación Atmosférica, de la Facultad de Zaragoza en el año de 1993.

En total se analizaron cuatro perfiles en el laboratorio, dos pertenecientes a la localidad de San Francisco y dos a Loma Alta.

Las muestras fueron tomadas aproximadamente a 200 m de distancia del curso del camino "Carretera Vieja a Jilotepec" para ambas localidades.

#### *Toma de la muestra de suelo:*

- Se cavaron los perfiles con pico y pala descubriendo una cara vertical que represente la composición del suelo desde la superficie hasta una profundidad de 60 cm para Loma Alta y 75 cm para San Francisco de las Tablas.
- Se puso a lo largo del perfil una cinta métrica que señalara las diferentes profundidades a las que se tomó cada muestra. En intervalos 15 en 15 cm.
- Se colectó en primer lugar el segmento más profundo del perfil hacia la superficie para evitar contaminar la muestra con trazas de diferentes horizontes.
- Se colectó 1 kg aproximadamente de muestra para cada profundidad aflojando el suelo en la cara vertical del perfil con una paleta y transportadas en bolsa de polietileno previamente rotuladas (Hodgson, 1987).

## **9.2 Tratamiento de la muestra**

Una vez transportadas las muestras al laboratorio se secaron a temperatura ambiente durante 24 hrs y se tamizaron en una malla de 2 x 2 mm. (Hodgson,1987).

### **1.1 9.3 Parámetros físicos y químicos**

- El color del suelo que es la determinación de una propiedad física cualitativa se realizó por comparación en las tablas Munsell de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana (SEMARNAT, 2000).
- Densidad aparente y real (SEMARNAT, 2000)
- La Textura del suelo se Realizó para saber los porcentajes de arena, limo y arcilla por el método de Bouyocus (SEMARNAT, 2000)
- La medición del pH real y potencial del suelo se realizó en solución con agua destilada y con una solución de KCl 1M respectivamente (a una relación 1:1), empleando un potenciómetro de marca conductronic (Ríos, 1985).
- La capacidad de intercambio catiónico se hizo por medio de la metodología propuesta por (Shollenberger y Simon, modificada por Peech, 1945), en la cual se utiliza al acetato de amonio como agente intercambiador (Chapman, 1973).
- La materia orgánica se cuantificó por vía húmeda, método de Walkey-Black (Jackson, 1982; SEMARNAT, 2000).
- La obtención de las concentraciones de bases de cambio se realizó por medio de la técnica de Absorción Atómica utilizando como matriz la solución de acetato de amonio pH 7 (SEMARNAT, 2000).

## **9.4 Obtención de las concentraciones de bases intercambiables en el suelo**

Se llevó a cabo la lectura de iones con el empleo de un equipo de absorción atómica marca Varian, modelo 1475, que pertenece al Laboratorio de Ambientalismo en la Facultad de Zaragoza, UNAM.

### **9.4.1 Preparación de la muestra.**

Se mezclaron 10 g de suelo en 250 mL de acetato de amonio 1N y pH 7 con agitación vigorosa, la muestra permaneció durante 48 hrs. en el extracto y posteriormente decantada y refrigerada para ser leída en el equipo de absorción atómica.

### **9.4.2 Condiciones de trabajo**

El equipo de absorción atómica fue calibrado con las condiciones de trabajo a intervalo de concentración específico para cada elemento donde el comportamiento es lineal (Cuadro 5).

**Cuadro 5. Condiciones de trabajo para lectura de Absorción Atómica**

<b>Elem</b>	<b>Replicas</b>	<b>Slit nm</b>	<b>Corriente Lámpara mA</b>	<b>ICCP mg L<sup>-1</sup></b>	<b>Tipo Flama</b>	<b>Long Onda nm</b>
Ca	3	0.5	10.0	0.2-1.0	OxNit-Acet	422.7
Mg	3	0.5	10.0	0.2-1.0	Aire-Acet	285.2
K	3	0.2	*	1.0-5.0	Aire-Acet	766.5
Na	3	0.2	*	1.0-5.0	Aire-Acet	598.0
Mn	3	0.2	20.0	1.2-6.0	Aire-Acet	403.1
Al	3	0.5	10.0	0.4-2.0	OxNit-Acet	309.3
Fe	3	0.2	10	1.0-5.0	Aire-Acet	248.3
Cu	3	0.5	10	0.8-4.0	Aire-Acet	324.8
Zn	3	1.0	7.0	0.1-0.5	Aire-Acet	213
Pb	3	1.0	10	2.0-10.0	Aire-Acet	217.0
Cd	3	0.5	5.0	0.2-1.0	Aire-Acet	228.8

ICCP-Intervalo de Concentración de la Curva Patrón mA – Mili ampers nm- Nanometros. OxNit-Acet – Óxido Nitroso-Acetileno Aire-Acet – Aire-Acetileno (\*) – Indica que la lectura se realizó por emisión atómica por lo que no se utilizó lámpara específica para ese elemento.

### **9.4.3 Calibración del equipo**

La calibración del equipo consistió en maximizar la señal de la lámpara del elemento en cuestión hasta llegar a una estabilidad de la misma. Se ajustó la concentración a cero con agua desionizada y posteriormente

fueron leídas las soluciones de la curva patrón con tres repeticiones para cada elemento, obteniendo un coeficiente de correlación de 1.

#### **9.4.4 Lectura de iones**

Fueron leídas 20 muestras correspondientes a los cuatro perfiles de Villa de Carbón y 2 blancos adicionales. Los iones intercambiables sometidos a lectura (para cada muestra) fueron diez: Ca, Mg, K, Na, Al, Fe, Mn, Cu, Zn, y Pb. Las diluciones se realizaron de manera automática con el SIPS integrado en el equipo, por lo cual no fue necesario hacerlas manualmente.

#### **9.4.5 Cálculo de las concentraciones**

Se obtuvo la concentración directa en ppm de los extractos en acetato de amonio y se restó la concentración del blanco. Finalmente para obtener las concentraciones reales se multiplicó la concentración del extracto por el factor de dilución igual a 25.

### ***9.5 Obtención de las concentraciones de elementos totales en el suelo***

Se obtuvo la concentración de elementos totales en suelo por la técnica de PIXE (Inducción de Partículas Emitidas por Rayos X) con el empleo de un acelerador de partículas Van Graaff de 5.5 MeV, perteneciente al Instituto de Física de la UNAM.

#### **9.5.1 Calibración del equipo**

*Calibración.* La calibración del sistema se hizo tomando como referencia una muestra de suelo de composición conocida NIST 2711 y NIST 2704. Los detectores que se emplearon fueron dos uno para elementos ligeros *Silicio-Litio* y otro de *Germanio-Litio* para elementos pesados, los cuales

se dispusieron a un ángulo de 45° con respecto al haz incidente y el colimador se ajustó a 0.5mm.

### 9.5.2 Preparación de la muestra

Se agregaron aproximadamente 5 g de suelo de cada muestra en el empastillador para ser comprimidas con una prensa hidráulica a una presión de 1 500 PSIAS de presión. Posteriormente fueron pegadas y rotuladas en una placa horizontal de aluminio para ser irradiadas.

### 9.5.3 Irradiación de las muestras

Ya empastilladas y montadas las muestras de suelo fueron irradiadas mediante un haz de protones externo con una duración de 15 minutos cada una y con intensidad de 3 MeV (Figura 13).

Esta técnica tiene la ventaja de leer las muestras de manera directa sin previo tratamiento, lo que significa una mayor exactitud por manipulación.



Figura 13. Irradiación de las muestras

### 9.5.4 Obtención de los espectros

Los espectros originales fueron obtenidos en formato **spt** en una ventana multicanal (6 ventanas) de la cual solamente se emplearon dos, la ventana número 2 para elementos pesados y ventana cuatro para elementos ligeros.



Se hizo la conversión del formato original **spt** a **spe** para realizar el ajuste de los espectros y ser trabajados en el programa Axil.

Se obtuvo el modelo de ajuste con el espectro de referencia (búfalo) empleando las energías (K-alfa y K-beta) características para cada elemento y posteriormente el ajuste de las muestras al modelo.

#### **9.5.5 Conversión a concentraciones**

Los valores de ajuste de los espectros fueron normalizados e integrados a un programa de simulación llamado PIXE-IN junto con las eficiencias reales y los porcentajes de masa esperados.

Se obtuvieron los porcentajes de masa calculados en PIXE-IN y posteriormente corregidos al incluir al oxígeno como elemento constitutivo de la estructura del suelo, mediante una ecuación de corrección. Los resultados elementales fueron nuevamente normalizados a 100 por ciento para obtener los porcentajes definitivos de cada elemento.

## X. RESULTADOS

---

---

### 10.1 Características del suelo

#### 10.1.1 color

Esta propiedad es una característica cualitativa que da idea de algunos rasgos importantes del suelo como el grado de humificación, presencia de hierro, propiedades álbicas, crómicas, entre otras, también permite identificar similitudes y diferencias cualitativas entre diferentes suelos.

##### Loma Alta

Presentó en el año 1993 un suelo amarillo con ligera tonalidad café en la capa superficial y café fuerte hacia la profundidad (Cuadro 6). En húmedo tiende hacia el color café rojizo, ésta característica indica la presencia de complejos ferrisilícicos  $\text{Fe}(\text{OH})_2$ . En el año 2003 el color se muestra predominantemente rojo debido a una mayor presencia de óxidos de hierro y hematita  $\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$ .

##### San Francisco

En el año 1993 mostró color grisáceo oscuro a café muy claro hacia la profundidad. En el año 2001 el color del suelo presenta menos humificación con respecto al contenido de materia orgánica, razón por la cual es mas claro que el de 1993 y va de café claro en la capa superficial a café muy claro y café ligeramente amarillento hacia la profundidad (Cuadro 6).

#### 10.1.2 porosidad

Esta es otra característica del suelo que determina en gran medida el grado de aireación y la infiltración del agua. Esta característica puede dar idea de la velocidad de de lixiviación que en algún momento dado se puede presentar.

**Cuadro 6. El color de los suelo San Francisco y Loma Alta**

Profundidad	seco	húmedo	seco	húmedo
<b>SAN FRANCISCO 1993</b>				
0-15	10YR4/2	10YR2/1	Grisáceo oscuro	Grisáceo oscuro
15-30	10YR4/2	10YR4/2	Grisáceo oscuro	Grisáceo oscuro
30-45	10YR4/2	10YR4/2	Grisáceo oscuro	Grisáceo oscuro
45-60	10YR5/3	10YR4/2	Café	Grisáceo oscuro
60-75	10YR6/3	10YR4/3	Café claro	Café
75-90	10YR7/3	10YR4/4	Café muy claro	Café amarillento
90-105	10YR7/4	10YR5/4	Café muy claro	Café amarillento
<b>SAN FRANCISCO 2001</b>				
0-15	10YR6/3	7.5YR3/3	Café claro	Café oscuro
15-30	10YR7/4	7.5YR4/3	Café muy claro	Café
30-45	10YR7/4	7.5YR4/3	Café muy claro	Café
45-60	10YR7/4	7.5YR4/4	Café muy claro	Café
60-75	10YR6/4	7,5YR3/4	Café ligeramente Amarillento	Café oscuro
<b>LOMA ALTA 1993</b>				
0-15	10YR6/6	7.5YR3/4	Amarillo cafézaceo	Café oscuro
15-30	7.5YR5/6	2.5YR3/4	Café fuerte	Café rojizo oscuro
30-45	7.5YR5/6	2.5YR3/4	Café fuerte	Café rojizo oscuro
45-60	7.5YR5/6	2.5YR3/4	Café fuerte	Café rojizo oscuro
<b>LOMA ALTA 2003</b>				
0-15	10R5/6	10R4/4	Rojo	rojo débil
15-30	10R5/6	10R4/4	Rojo	rojo débil
30-45	10R5/8	10R4/6	Rojo	rojo
54-60	10R5/8	10R4/6	Rojo	rojo

#### Loma Alta

Esta localidad presentó un alto espacio poroso, con excepción de la profundidad de 30 cm en la que se observa un descenso drástico (hasta un 37%). En cambio en el año 2003 se presentan mayores porcentajes de espacio poroso que se mantiene con ligeras fluctuaciones (Figura 14).

El riesgo de lixiviación con respecto a la porosidad resulta mayor para el año 2003, aunque también para 1993 se observa un buen drenaje que permitiría un arrastre eficaz de bases de cambio en caso de presentarse un evento de excesiva acidificación.

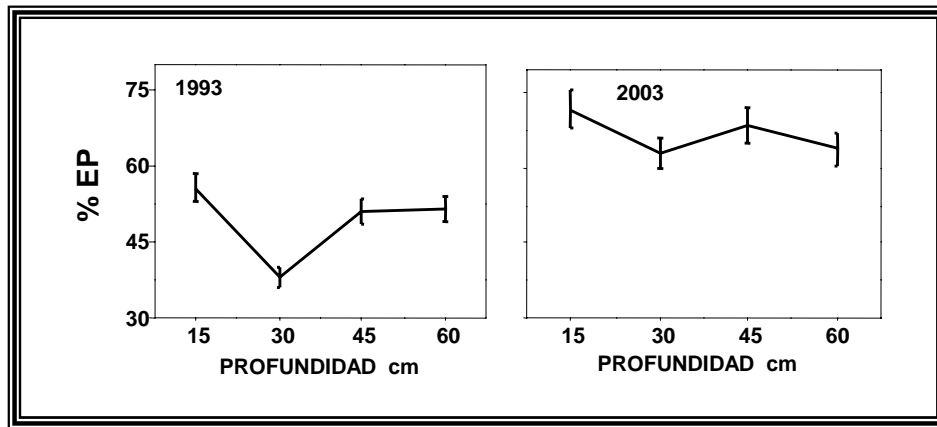


Figura 14. Comportamiento del espacio poroso con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta

En la Figura 15-A se muestra una diferencia significativa en la porosidad del suelo entre ambos perfiles, siendo mayor en el año 2003 debido los altos contenidos de arcilla y una buena estructura del suelo que permite una favorable capacidad de intercambio gaseoso. Aunque ambos suelos muestran similares contenidos de arcilla, los agregados pueden mantener un ordenamiento estructural diferente que influye en esta discrepancia.

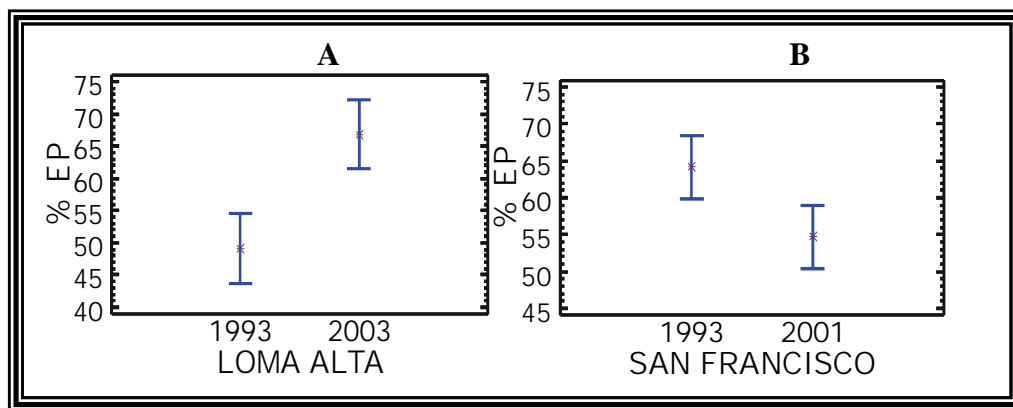


Figura 15. Comparación de medias con 95% de confianza para los valores de espacio poroso promedio de los suelos de estudio en ambas localidades de muestreo.

La Figura 15-B muestra también diferencia significativa, al presentar alto porcentaje de espacio poroso en el perfil correspondiente al año 1993, el cual puede atribuirse a su textura gruesa y buena formación de agregados que originan alto porcentaje de macroporos de acuerdo con Driessen (2001).

## San Francisco

En el año 1993 se obtuvo una disminución progresiva del espacio poroso hacia la profundidad del suelo, que desciende de 69 a 51%, catalogada por la NOM, 2000 como de muy alta a alta respectivamente. Para este perfil una alta proporción del espacio poroso indica mayor riesgo de acidificación, por presentar textura gruesa (migajón arenosa) que favorece la lixiviación de bases intercambiables en un evento de depósito ácido.

En el perfil del 2001 el espacio poroso fluctuó de 59 a 52 % (Figura 16), sin embargo, por sus altos contenidos de arcillas su riesgo de lixiviación es menor.

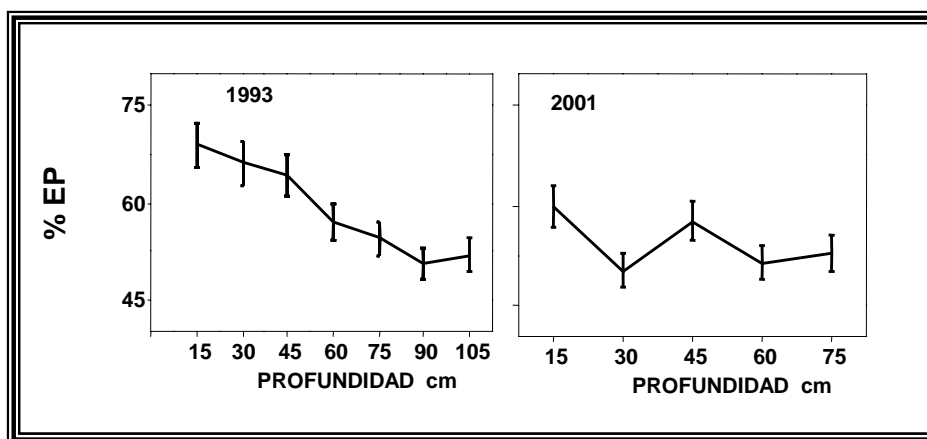


Figura 16. Comportamiento del espacio poroso con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco

En cambio para el año 2001 se presentan porcentajes medios que se atribuyen principalmente a la formación de microporos derivados de los contenidos de arcilla.

### 10.1.3 Contenido de arcilla

#### Loma Alta

Las muestras de estos suelos presentaron altas cantidades de arcilla, lo que es fácilmente comprobable al observar la consistencia muy pegajosa de la pasta que se forma con la adición de agua. Se muestra en general una disminución del contenido de arcilla seguida de un aumento hacia la profundidad (Figura 17).

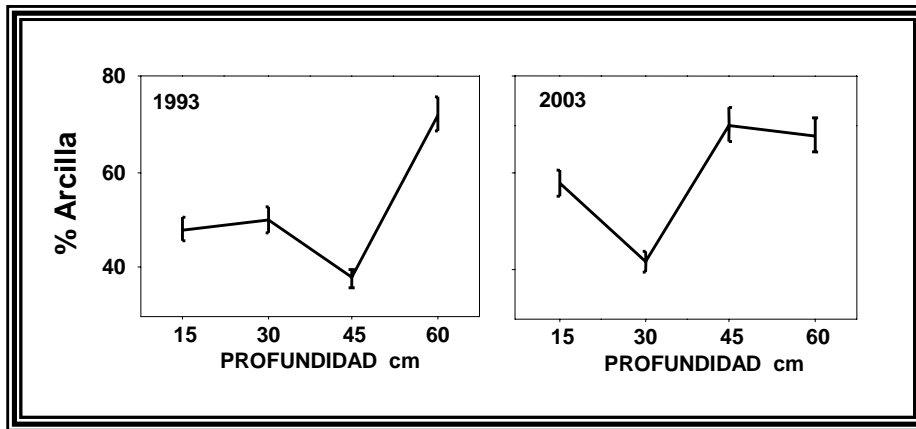


Figura 17. Contenido de arcilla con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta

Ambos perfiles analizados (luvisoles) presentan altos porcentajes de arcilla como lo refiere Driessen (2001) que alcanzaron valores de 72% en 1993 y 70% en el 2003, característica que favorece la CIC y el mecanismo buffer del suelo (Kulynstierna, 1996). Sin embargo, no hubo diferencia significativa en ambos años de muestreo para esta localidad (Figura 18-A) lo que indica que no hubo una degradación mineralógica de las arcillas por efecto de la acidez (Bohn, 1993).

En cambio en San Francisco si existe diferencia estadística amplia en los contenidos de arcilla (Figura 18-B) debido a que se trata de dos unidades edafológicas diferentes de muestreo. Esto se confirma al evaluar el contenido de arcilla y la textura de ambos suelos. Mientras que en el perfil analizado para el año 1993 mostró bajos contenidos de arcilla y una textura gruesa (migajón arenoso), propia del andosol (Driessen, 2001), en el del año 2001 se obtuvo mayores contenidos de arcilla con textura predominante migajón arcillosa.

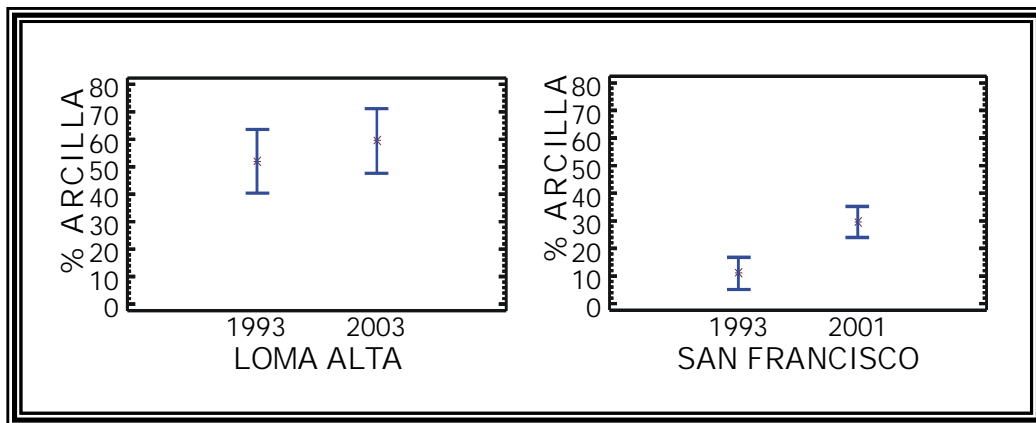


Figura 18. Comparación de medias con 95% de confianza para los contenidos de arcilla promedio de los suelos de estudio en ambas localidades de muestreo.

### San Francisco

Estos suelos presentan menor cantidad de arcilla en comparación a Loma Alta, razón por la cual, su consistencia en pasta no presenta consistencia pegajosa. La cantidad de arcilla es menor en el año de 1993 y muestra una tendencia decreciente con la profundidad en cambio en el 2001 presentó una tendencia ascendente (Figura 19).

La razón por la que se presenta un comportamiento decreciente del contenido de arcilla con la profundidad puede deberse a depósitos en la capa superficial, sin embargo, resulta escasa a todo lo largo del perfil. El contraste entre el porcentaje mínimo y máximo de arcilla no supera el 12%.

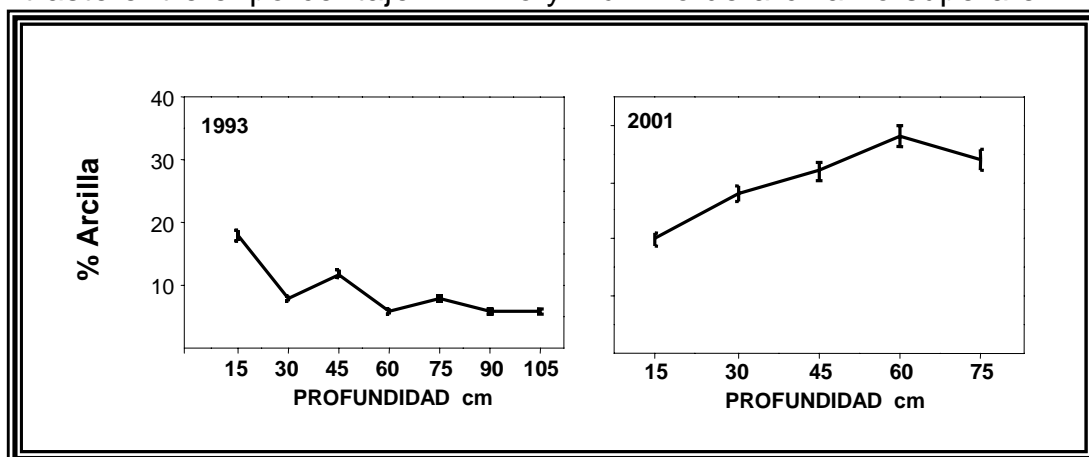


Figura 19. Contenido de arcilla con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco

## 10.2 Acidez del suelo

### 10.2.1 pH activo

Loma Alta

El pH activo (pH A) del suelo muestra una ligera disminución hacia la profundidad en ambos años muestreo. Sus valores fluctuaron de acuerdo con Bohn de moderadamente ácidos (pH 5-6) a fuertemente ácidos (pH 4-5), sin descender mas allá del valor crítico que es de 4.0 (Figura 20).

El comportamiento de este parámetro es poco usual, ya que se esperaría que aumentara con la profundidad donde hay menor influencia de la materia orgánica y mayor concentración de bases, la razón puede deberse a una migración de elementos de carácter ácido hacia las capas más profundas.

Los pH encontrados para Loma Alta se mantienen sin variación significativa con respecto a la profundidad y el tiempo de acuerdo al análisis de varianza. De manera que no presenta evidente acidificación por influencia del depósito ácido.

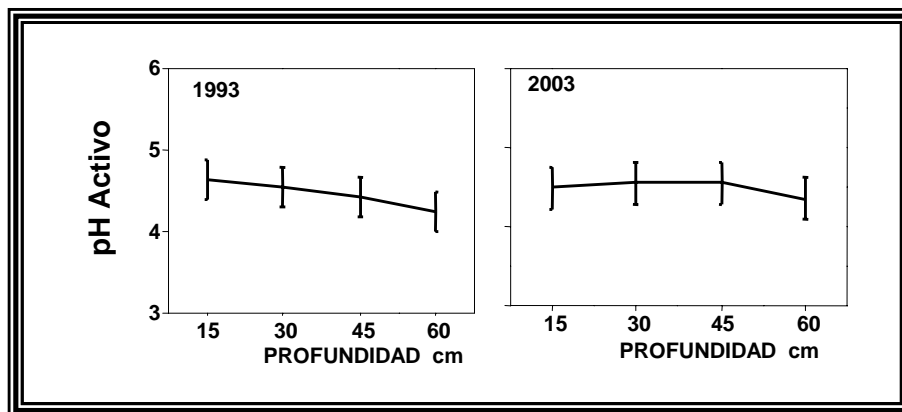


Figura 20. Comportamiento del pH activo con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta

No se observa un incremento significativo en la concentración de iones hidronio del suelo que revele un efectivo evento de acidificación (protonización) en el período 1993-2003 (Figura 21-A), lo que indica que el depósito ácido derivado de la contaminación



atmosférica de la ciudad de México no ha tenido un efecto determinante en la química del suelo.

En la localidad de San Francisco si se observó una diferencia en ambos perfiles de estudio que indica una acidez significativamente mayor (Figura 21-B) en el año 2001. Sin embargo esta no se debe a un efecto de depósito ácido sino a una diferencia en las unidades edafológicas comparadas. Por otro lado, los bajos valores de pH (<4) reportados para el año de 1993 hasta una profundidad de 30 cm muestran alto grado de sensibilidad a la acidez y riesgos potenciales en la disminución de producción de raíces finas (De Wit, 2001a y 2001b).

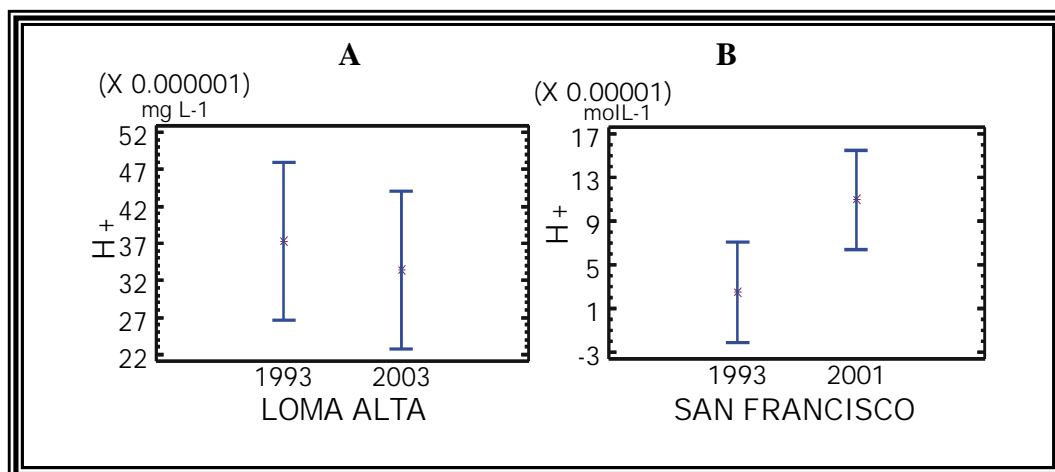


Figura 21. Comparación de medias con 95% de confianza para la concentración de iones hidronio promedio de los suelos de estudio en ambas localidades de muestreo.

### San Francisco

Aquí se presentó un descenso hacia la profundidad de 30 cm y posteriormente se observa un aumento progresivo hasta los 105 cm para el año de 1993. Para el año 2001 se mantiene un ascenso constante hacia la profundidad en todo el perfil.

San Francisco mostró ser la zona más contrastante al tener diferencia significativa en el análisis de varianza para los valores de pH con respecto al tiempo. En 1993 se encontraron los valores mas altos y los más bajos en el 2001. Tomando la profundidad de 0-15 los

valores de pH fueron de 4.82 y 3.67 respectivamente, lo cual muestra una evidente diferencia (Figura 22). Esta diferencia drástica se debe a que ambos perfiles analizados corresponden a unidades edáficas diferentes y no se puede afirmar que existe un descenso del pH con respecto al tiempo por efecto del depósito ácido.

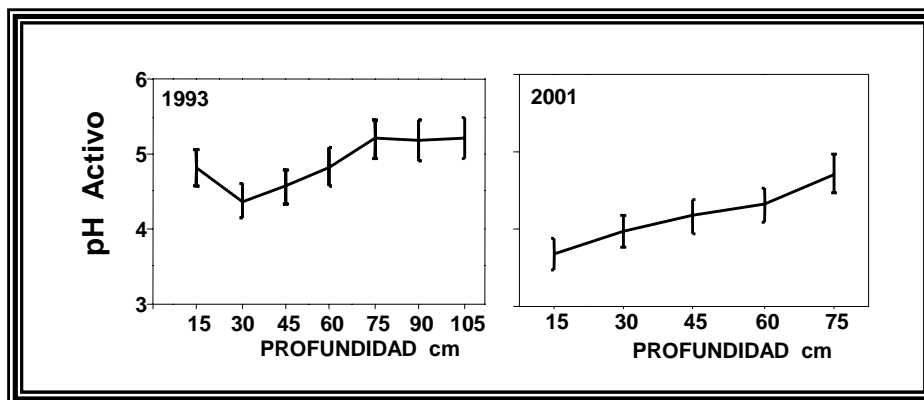


Figura 22. Comportamiento del pH real con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco

### 10.2.2 pH potencial

#### Loma Alta

En ambos años se observó una tendencia casi constante hacia la profundidad, tan solo con un ligero descenso del pH en la profundidad de 60 cm, sin embargo no resulta significativo (Figura 23). No se mostró un decaimiento del pH con la adición del KCl, lo que indica que no existe una excesiva saturación de iones hidronio en el complejo coloidal.

#### San Francisco

Aquí comportamiento del pH es más variable. En el año de 1993 se observa un descenso seguido de un aumento progresivo hacia la profundidad, de manera que el pH alcanza su máximo valor en la profundidad de 60 cm (pH de 4.82), mientras que en el año 2001 se observó una tendencia ascendente constante hasta un pH de 4.71 en la profundidad máxima.

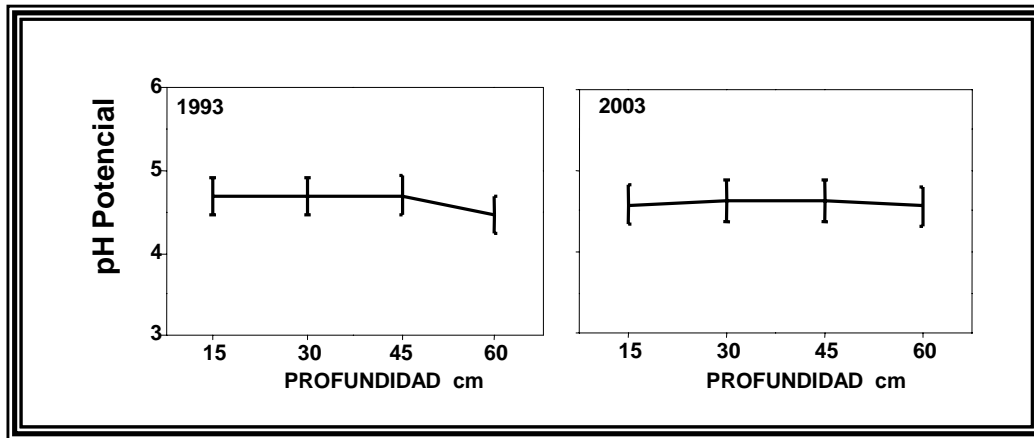


Figura 23. Comportamiento del pH potencial con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta

Para el año 2001 se observa el valor de pH más bajo (3.4) en la capa superficial de 0 a 15 cm de profundidad (Figura 24) lo cual indica una acidificación muy agresiva del suelo y posibles daños hacia las raíces finas del arbolado (Kabata, 1992 y De Wit, 2001 a y b).

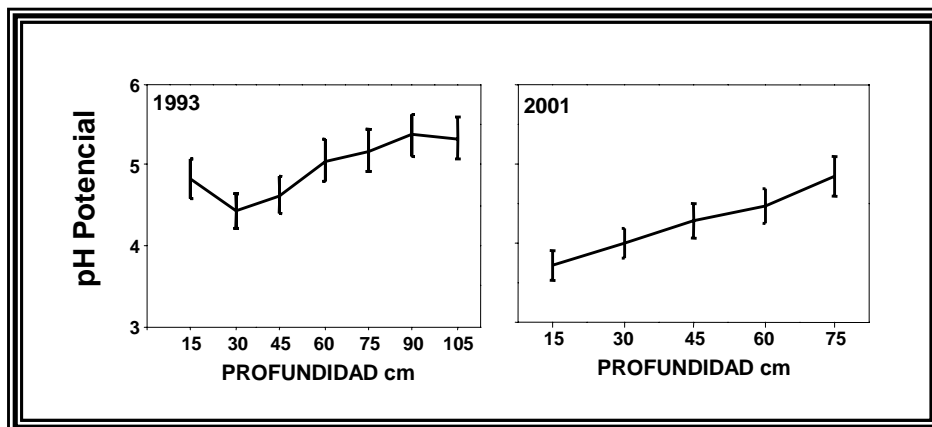


Figura 24. Comportamiento del pH potencial con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco

### 10.3 Propiedades buffer del suelo

#### 10.3.1 Capacidad de cambio

##### Loma Alta

Para el año 1993 mantuvo una tendencia ascendente en la capacidad de Intercambio catiónico, mientras que en el 2003 presentó fluctuaciones alternadas (Figura 25). Se obtuvieron las mayores capacidades de cambio a la profundidad de 45 cm para ambos años 24.3 y 22  $\text{cmol}(+)\text{kg}^{-1}$  respectivamente.

En general las capacidades de cambio que se mostraron para ambos años presentaron fluctuaciones entre 15 y 25  $\text{cmol}(+)\text{kg}^{-1}$  clasificadas de acuerdo a la NOM, 2000 como de capacidad media. Estas capacidades de cambio permiten buena retención de cationes y capacidad bufer del suelo (SEI, 2003).

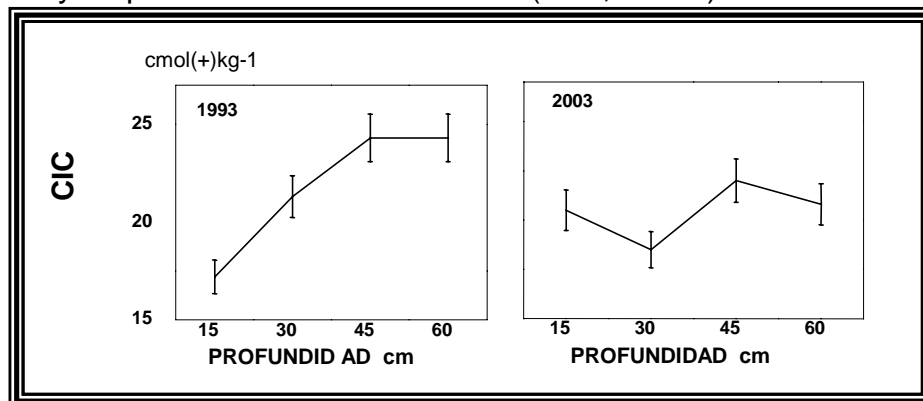


Figura 25. Comportamiento de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta

No se presenta diferencia significativa en la CIC entre ambos años de muestreo lo que indica que la capacidad de adsorbente del suelo no ha sido alterada (Figura 26-A). Aunque estos suelos presentan bajos contenidos de materia orgánica su capacidad de cambio está compensada por los altos contenidos de arcilla. Por su parte no se presentó diferencia significativa en la CIC la cual puede considerarse de acuerdo con el criterio del SEI (2003) como de mediana capacidad de intercambio, suficiente para asegurar una buena retención de cationes con %V de 40 (fig.26-B). Mientras que el andosol muestreado en el año de 1993 debe su capacidad de cambio principalmente a los complejos humito-arcillosos en la capa de 0-15 cm, el perfil del 2001 la debe a sus altos contenidos de arcilla que aumenta hacia la profundidad del suelo.

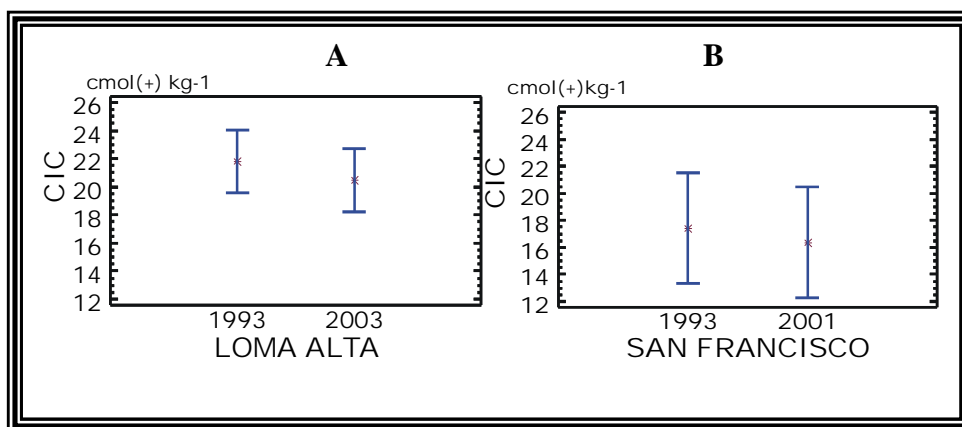


Figura 26. Comparación de medias con 95% de confianza para los valores de capacidad de intercambio catiónico promedio de los suelos de estudio en ambas localidades de muestreo.

### San Francisco

En el año 1993 mostró una tendencia decreciente con respecto a la profundidad (Figura 27) con mayor capacidad de cambio en la capa superior que fue de 23.8 cmol(+)kg<sup>-1</sup> en donde se encontró el mayor contenido de humus y arcilla. Mientras que a la profundidad de 105 cm su valor cae hasta 5.6 cmol(+)kg<sup>-1</sup> por una escasa presencia de arcillas.

Para el año 2001 se muestra un pico en la profundidad de 60 cm y presenta baja capacidad de cambio en la capa superficial debido a su excesiva acidez y menor contenido de arcillas.

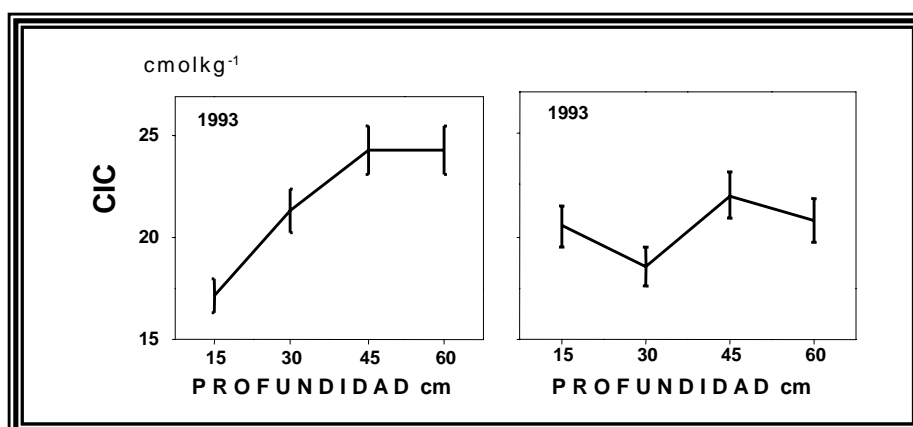


Figura 27. Comportamiento de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco

### 10.3.2 Materia orgánica

#### Loma Alta

Para ambos años se observa una disminución de la materia orgánica hacia la profundidad (Figura 28) lo que es un comportamiento normal ya que los procesos de humificación se llevan a cabo en la capa superficial.

Las cantidades obtenidas de materia orgánica son de clase muy baja para ambos años en la localidad de Loma Alta ya que presentan valores menores a 4% de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana en materia de suelos (SEMARNAT, 2000). Es importante señalar que la escasa presencia de materia orgánica fue considerada desde la selección del lugar de muestreo ya que se eligió un claro a un mínimo de 15 m de distancia de los organismos arbóreos para evitar la influencia de la hojarasca y los exudados de sus raíces.

Los suelos presentaron visualmente en la capa húmica una ligera tonalidad oscura, a diferencia que la que se mostraba en las porciones adyacentes al arbolado con tonalidad muy oscura.

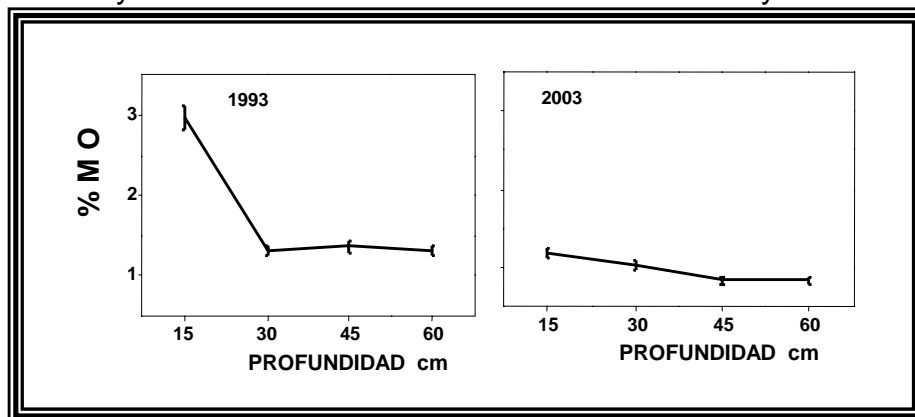


Figura 28. Contenido de materia orgánica (MO) con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta

#### San Francisco

Mostró mayor contenido de materia orgánica para el año 1993 con valor máximo de 2.99% en la capa superficial, mientras que perfil del 2001 fue de 2.36% a la misma profundidad. Esta diferencia es

identificable a simple vista por la variedad de sus tonalidades oscuras. Para ambos años se presentó un comportamiento descendente de la materia orgánica hacia la profundidad (Figura 29).

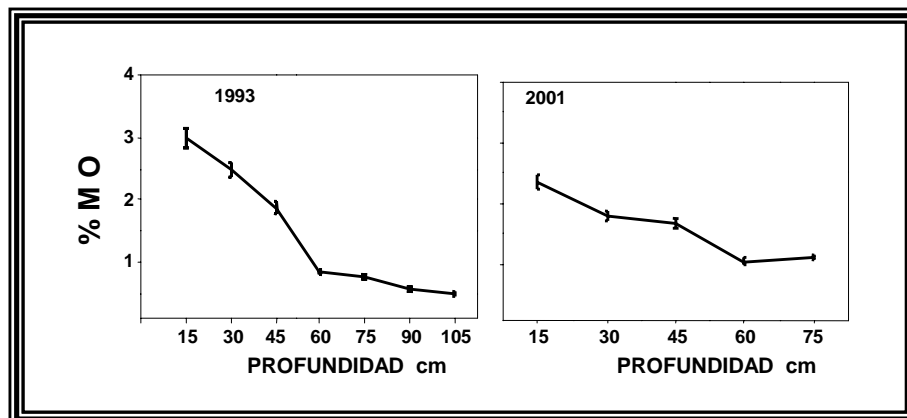


Figura 29. Contenido de materia orgánica (MO) con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco

### 10.3.3 Saturación de bases

La función de estos cationes resulta de vital importancia porque participan en la dinámica del suelo, tanto para la nutrición de los vegetales como para la neutralización de los hidronios. De manera que a mayor saturación de bases mayor será su capacidad buffer.

#### 10.3.3.1 Calcio

Dentro de las BI el calcio es el más abundante en la corteza terrestre y es el que controla, por lo general, la basicidad del suelo de acuerdo con Langan (1995).

#### Loma Alta

Se observa un descenso drástico del ión calcio hacia la profundidad del suelo en el año de 1993 mientras que para el 2003 el descenso es ligero (Figura 30). El punto máximo alcanzado por el ión calcio se presenta en el año de 1993 a la profundidad de 0-15 cm, mientras que los demás puntos caen en un valor menor a  $5 \text{ cmol}(+)\text{kg}^{-1}$ , lo que revela que este ión se haya en baja cantidad en esta localidad de acuerdo a la NOM-2000.

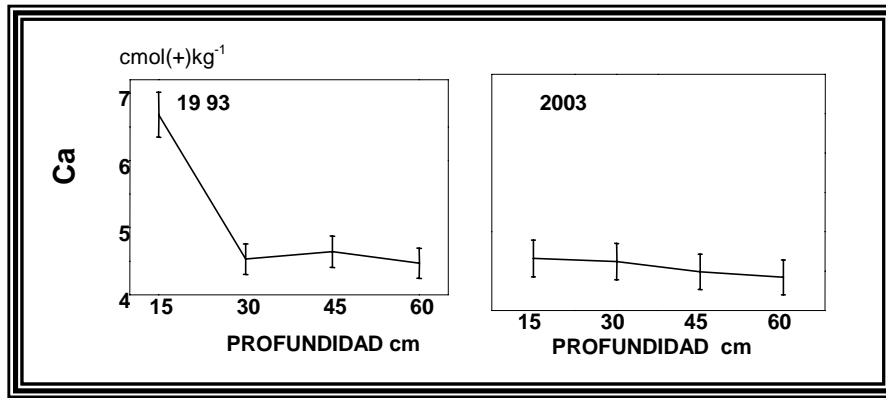


Figura 30. Contenido de calcio con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta

### San Francisco

El ión calcio en los suelos de San Francisco también se encuentra en bajas concentraciones al igual que Loma Alta, no logra alcanzar los 5 cmol(+) kg<sup>-1</sup> para ambos años por lo que se haya en baja concentración. La región de menor concentración se observa es para el año de 1993 en las tres primeras capas de profundidad 15, 30 y 45 cm (Figura 31).

A diferencia de los suelos de Loma Alta, San Francisco presenta una tendencia ascendente hacia la profundidad del suelo lo que indica un lixiviado del ión. Esta explicación es reforzada por las concentraciones tan bajas encontradas del ión calcio en las capas superiores, ya que aquí el ión ha sido desplazado por la presencia de los hidronios del medio.

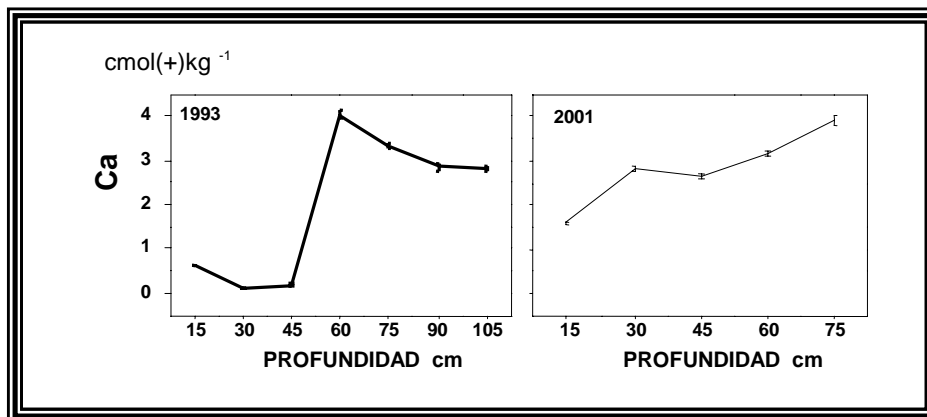


Figura 31. Contenido de calcio con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco



### 10.3.3.2 Magnesio

El magnesio es el catión divalente que actúa en la basicidad del suelo y se haya en segundo lugar de importancia después del calcio. Es utilizado por los vegetales para la síntesis de la clorofila, por tanto, su carencia puede causar clorosis, que se observa como un amarillamiento en las hojas de acuerdo a De Wite (2001a y b).

#### Loma Alta

Para el año de 1993 el magnesio presentó un comportamiento ascendente de concentración hasta la profundidad de 45 cm y después se muestra un descenso en la última capa (Figura 32).

En cambio para el año 2003 se mostró lo contrario, un descenso hasta la profundidad de 45 cm y después un ligero ascenso en la profundidad de 60 cm.

Las concentraciones del ión magnesio fluctúan entre 6 y 8  $\text{cmol}(+)\text{kg}^{-1}$  muestra mayores concentraciones que las reportadas para calcio, de manera que en términos de concentración éste ión es el dominante para la localidad de Loma Alta.

Por los valores reportados para este ión, se clasifica al suelo de Loma Alta de mediana concentración de magnesio intercambiable de acuerdo con la NOM (2000).

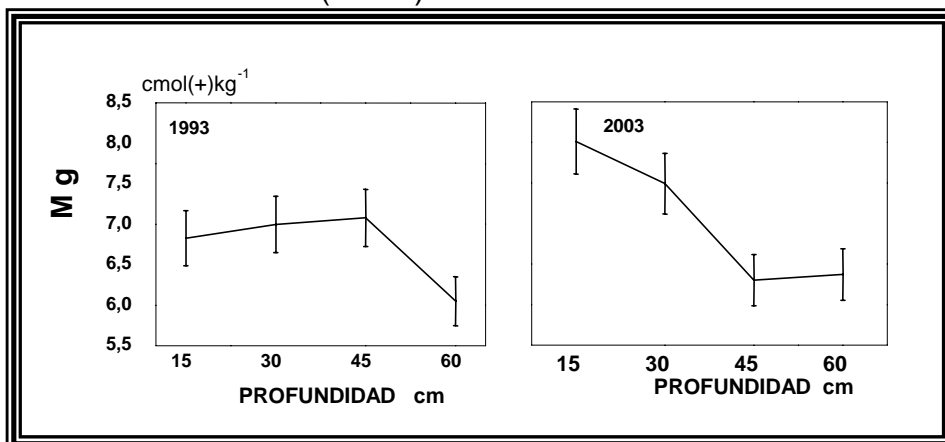


Figura 32. Contenido de magnesio con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta

## San Francisco

En estos suelos se mostró una tendencia creciente en la concentración del magnesio en el año 1993 para las tres primeras profundidades y posteriormente un descenso en la concentración (Figura 33)

En el año 2001, el magnesio exhibió un ascenso continuo hacia la profundidad, alcanzando el punto máximo 75 cm y una concentración de  $5.36 \text{ cmol}(+)\text{kg}^{-1}$ .

En ambos años se presentan los valores más bajos en la capa superior lo que indica una movilidad del ión magnesio hacia la profundidad. También se presenta para ambos años un rasgo acumulativo a una profundidad de 45 y 30 cm para los años 1993 y 2001 respectivamente.

En general domina una alta concentración de magnesio de acuerdo a la NOM, ya que la mayoría de los valores caen por encima de  $3 \text{ cmol}(+) \text{ kg}^{-1}$ .

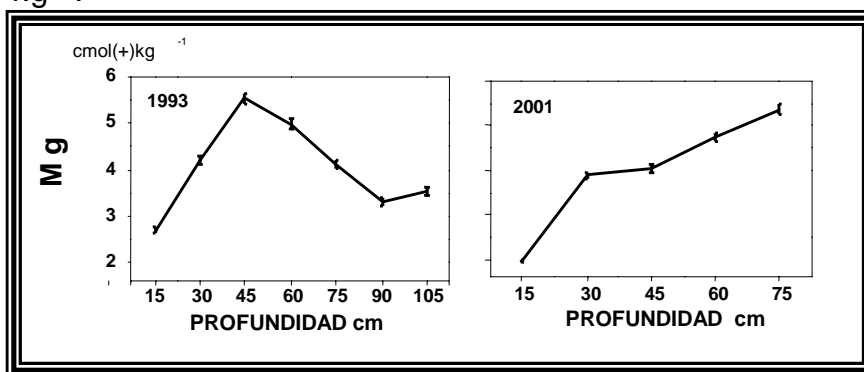


Figura 33. Contenido de magnesio con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco

### 10.3.3.3 Potasio

El potasio es considerado en referencia a los cationes de carácter básico como el tercero en orden de importancia por su abundancia en el suelo y por su función biológica es importante también analizarlo ya que está considerado dentro de los macronutrientes,

## Loma Alta

La presencia de potasio en Loma Alta muestra ligeras variaciones en su concentración. En el año 2003 se presentan mayores concentraciones con respecto a 1993 (Figura 34).

De acuerdo a la NOM (SEMARNAT, 2000) las cantidades de potasio obtenidas se hayan en niveles altos al rebasar la cantidad correspondiente a  $0.6 \text{ cmol}(+) \text{ kg}^{-1}$ .

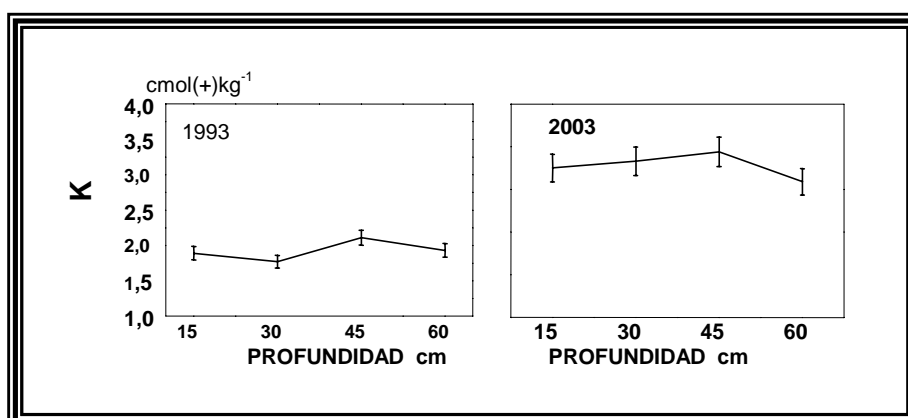


Figura 34. Contenido de potasio con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta

## San Francisco

En San Francisco las concentraciones del ión potasio son menores con respecto a las de Loma alta. Aquí el valor máximo asciende a  $2 \text{ cmol}(+) \text{ kg}^{-1}$  mientras que para Loma Alta es 3.44 (Figura 35).

Para el año de 1993 se observa el punto máximo para la capa superficial, lo cual es un rasgo inusual si se habla de movilidad de iones causada por la acidez del suelo. La razón puede ser un aporte externo del ión potasio.

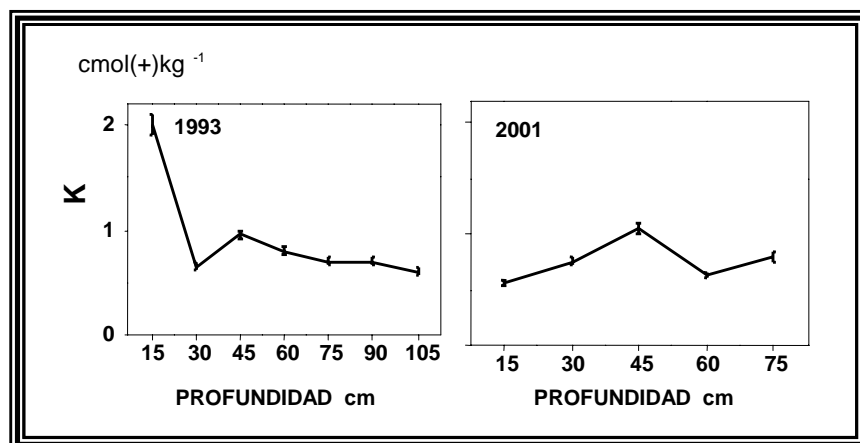


Figura 35. Contenido de potasio con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco

#### 10.3.3.4 Sodio

El sodio ocupa el cuarto lugar de importancia al evaluar las BI en suelos forestales debido a que no es abundante en suelos de naturaleza ácida, ni tampoco está considerado dentro de los elementos esenciales para las plantas. Por ambas razones es considerado de poca importancia e incluso es ignorado por algunos autores al calcular la basicidad de cambio.

El ión sodio domina en suelos básicos donde los valores de pH son cercanos o superiores a 8, por tal razón su presencia en suelos ácidos es muy restringida.

#### Loma Alta

El ión sodio se presenta en pequeñas concentraciones para ambos años, siendo el punto máximo  $0.7 \text{ cmol(+)kg}^{-1}$  para el año de 1993 (Figura 36). Como se esperaba el ión sodio presentó las concentraciones más bajas en el complejo de cambio comparado con el Ca, Mg y K, por lo que el aporte que hace a la saturación de bases del suelo de Loma Alta es poco significativo.

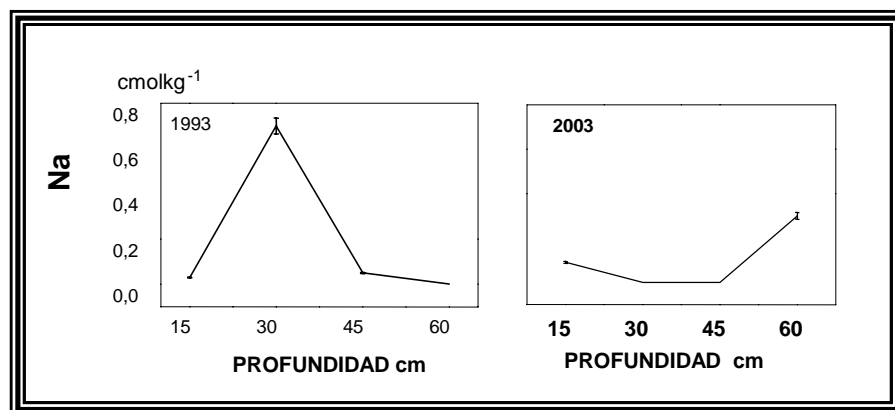


Figura 36. Contenido de sodio con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta

### San Francisco

La presencia del ión sodio en esta localidad es mayor al compararlo con las concentraciones de Loma Alta. Para el año de 1993 se observaron fluctuaciones en la concentración del sodio, con valor máximo de 1.69  $\text{cmol}(+)\text{kg}^{-1}$ . En cambio para el año 2001 se encontró un pico de 3.75  $\text{cmol}(+)\text{kg}^{-1}$  en la profundidad de 45 cm (Figura 37).

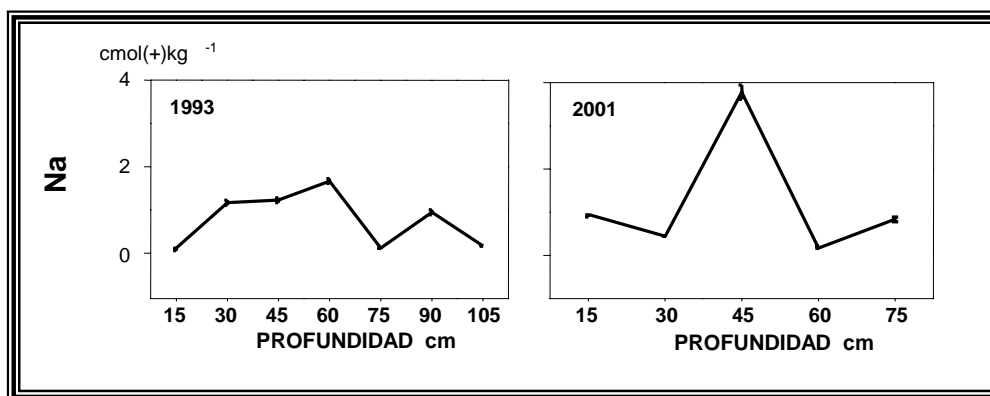


Figura 37. Contenido de sodio con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco

### 10.3.3.5 Suma de bases intercambiables (BI)

La suma de los iones o cationes Ca, Mg, K y Na dan como resultado la suma de BI. La totalidad de estos cationes representará la basicidad de cambio.

#### Loma Alta

En ambos años los suelos mostraron mayor concentración de bases intercambiables alcanzando una concentración máxima de 16  $\text{cmol}(+)$

kg<sup>-1</sup> (Figura 38). En ambos años se encontró una disminución hacia la profundidad del suelo que indica una migración de elementos que favorecen la acidez como Pb, Zn y Al (Figura 44).

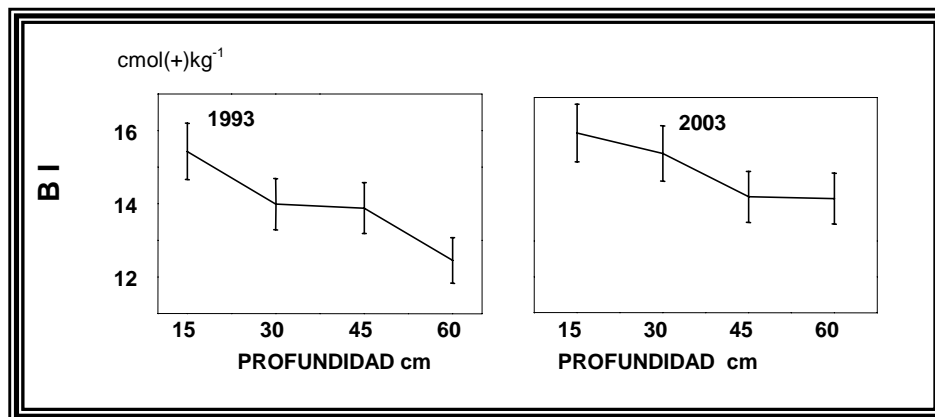


Figura 38. Suma de bases de intercambiables (BI) con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta

No se muestra diferencia significativa en el tiempo del contenido de BI. Con estos resultados se puede afirmar que no existe desbasificación del suelo en el período de 10 años. Esta condición asegura un suministro adecuado de macronutrientes (Ca, Mg y K) para el arbolado en el siguiente período.

#### San Francisco

San Francisco muestra para el año 1993 una tendencia irregular, ascendente hasta alcanzar un pico en la profundidad de 60 cm y posteriormente desciende. En cambio para el año 2001 se muestra en general una tendencia ascendente con un pico en la profundidad de 45 cm (Figura 39).

Los picos en las concentraciones de cationes pueden representar acumulaciones de lixiviados de las capas superficiales. Los lixiviados migran y generan un excedente en capas más profundas, razón por la cual en el suelo de San Francisco si es observable una movilidad iónica. El decaimiento en las suma de cationes para el año de 1993 en

la profundidad de 75 a 105 cm puede deberse a la escasa presencia de arcillas y por ende la poca retención de cationes.

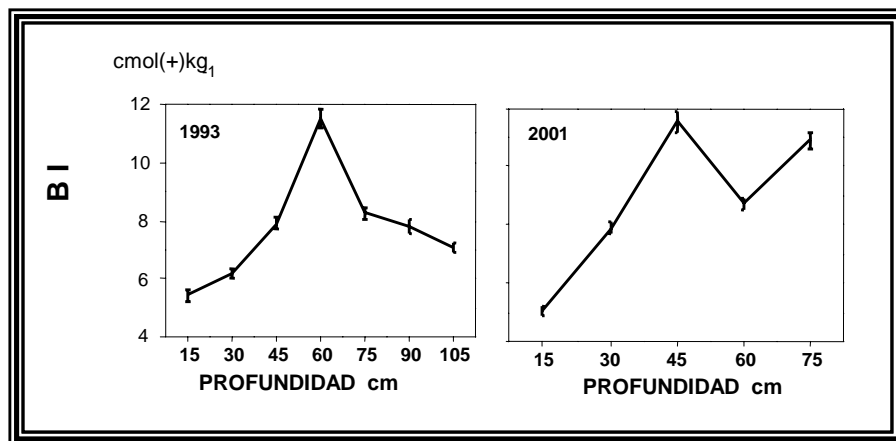


Figura 39. Suma de BI con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco

En esta localidad tampoco se observa diferencia significativa en el contenido de BI aunque trata de suelos diferentes (Figura 40-B). De acuerdo con la NOM (2000) las concentraciones de éstos elementos nutrimentales se hayan en un nivel medio, suficiente para asegurar los requerimientos fisiológicos del arbolado. Aunque en el año 2001 se presenta una alta acidez del suelo sus altos contenidos de arcilla (30% en promedio) le permite la retención de bases.

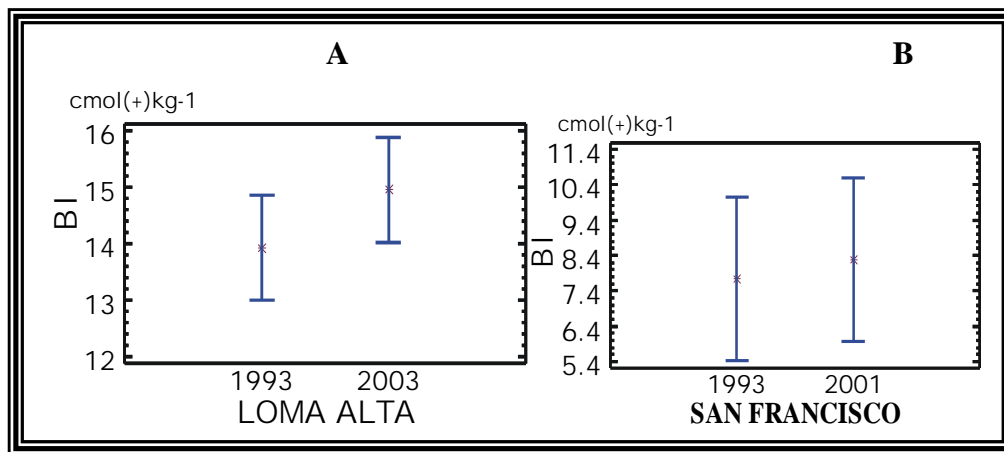


Figura 40. Comparación de medias con 95% de confianza para los contenidos de bases intercambiables promedio de los suelos de estudio en ambas localidades de muestreo.

### 10.3.3.6 Por Ciento de Saturación de bases

La saturación de bases es una propiedad importante en el análisis de acidez de suelos porque indica, en porcentaje, si la dominancia de las formas iónicas en el suelo son de carácter ácido o básico.

#### Loma Alta

Se observó un decaimiento en la saturación de bases hacia la profundidad del suelo en ambos años que va de 89 a 51 % an 1993 y de 78 a 68% en el 2003. La razón se debe a una mayor acidez en las capas de 45 y 60 cm por lixiviación de iones ácidos provenientes de las capas superiores (Figura 41).

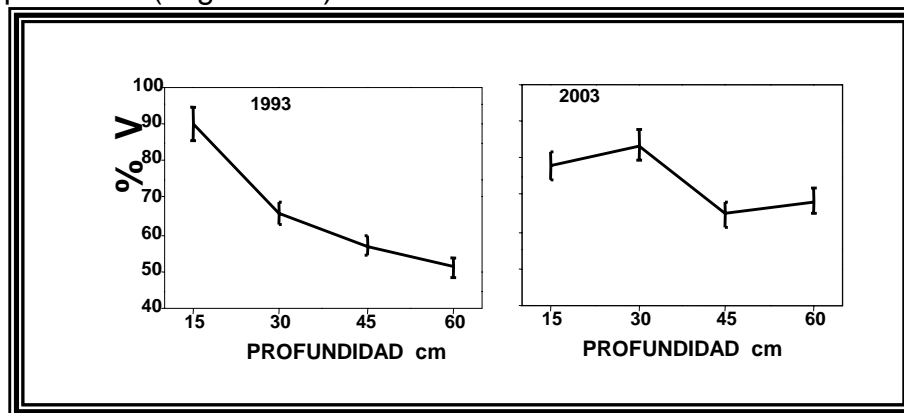


Figura 41. Saturación de bases (%V) con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta

#### San Francisco

Esta localidad muestra tendencia ascendente de BI en el año de 1993 con un pico en la profundidad de 75 cm en función de un aumento del pH. Mientras que para el año 2001 muestra fluctuaciones irregulares con un pico máximo en la profundidad de 45 cm, lo que indica una mayor acumulación de BI en esta profundidad (Figura 42).



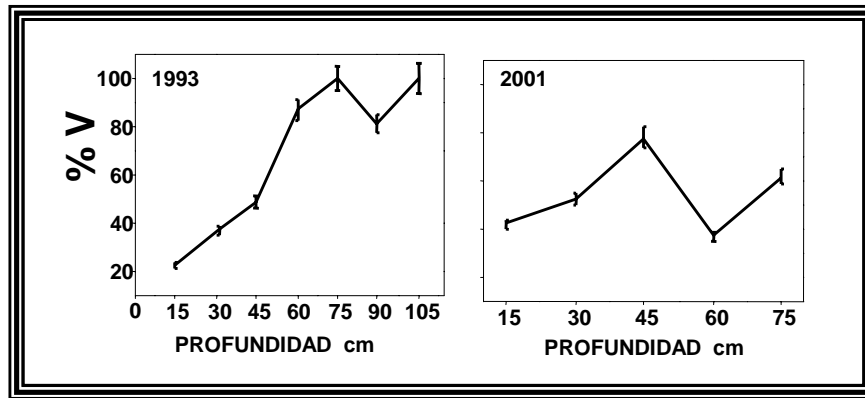


Figura 42. Saturación de bases (%V) con respecto a la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco

No se observa variación significativa de la saturación de bases en el período 1993-2001 (Figura 43-A) debido a que los eventos de depósito ácido no han ocasionado eventos significativos de lixiviación que disminuyen la saturación de bases, ya que como lo refiere Nelleman y Gout (2001) el proceso del depósito ácido es acumulativo en el tiempo y puede llegar a afectar a mediano o largo plazo (10 a 50 años).

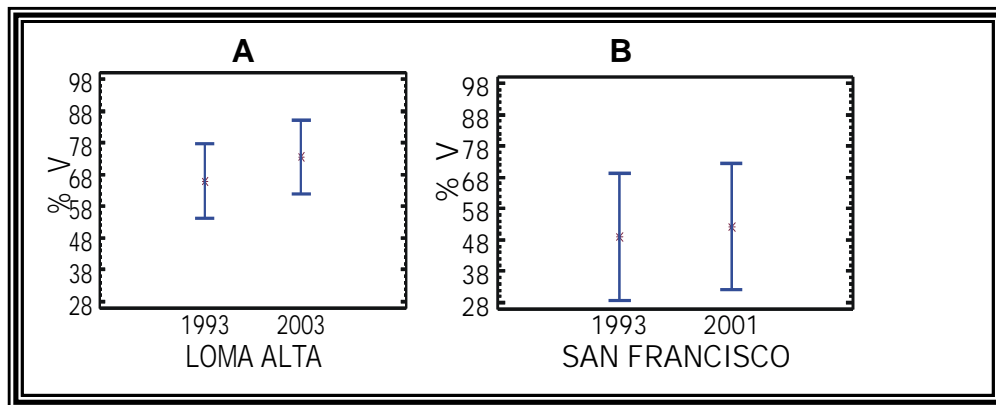


Figura 43. Comparación de medias con 95% de confianza para la saturación de bases promedio de los suelos de estudio en ambas localidades de muestreo.

Esta localidad tampoco mostró diferencia significativa con respecto al tiempo en la saturación de bases en el período 1993-2001 (Figura 43-B). Esto significa que no se presentó un proceso de desbasificación del suelo en función del tiempo por efecto del depósito ácido.

**Cuadro 7. Resultados de los parámetros físicos y químicos de los suelos de Villa del Carbón**

		Arcilla	Limo	Arena	MO	EP	pH A	pH P	Mn	Ca	Mg	K	Na	BI	CIC	V
		%					mgkg <sup>-1</sup>			cmol(+)kg <sup>-1</sup>					%	
<b>SF 1993</b>	0-15	18	22	60	2.99	69.06	4.82	4.74	273.48	0.62	2.69	2.00	0.11	5.42	23.8	22.8
	15-30	8	22	70	2.48	66.11	4.37	4.31	228.23	0.10	4.20	0.66	1.21	6.17	16.5	37.4
	30-45	12	20	68	1.88	64.37	4.56	4.52	93.15	0.18	5.54	0.96	1.23	7.91	16.2	48.8
	45-60	6	16	78	0.86	57.09	4.83	4.88	61.93	4.02	4.98	0.80	1.69	11.49	13.2	87.0
	60-75	8	40	52	0.77	54.41	5.20	5.04	37.98	3.31	4.10	0.71	0.12	8.24	8.0	I
	75-90	6	18	76	0.58	50.60	5.19	5.00	25.55	2.83	3.30	0.71	0.96	7.79	9.6	81.2
	90-105	--	--	--	0.49	51.92	5.22	5.05	29.88	2.78	3.52	0.61	0.17	7.08	5.6	I
<b>SF 2001</b>	0-15	20	22	58	2.36	59.78	3.67	3.40	1212.85	1.58	1.97	0.57	0.92	5.04	12.1	41.7
	15-30	28	26	46	1.80	50.08	3.97	3.72	109.35	2.82	3.87	0.75	0.44	7.89	15.0	52.6
	30-45	32	26	42	1.68	57.59	4.16	3.99	226.28	2.64	4.04	1.05	3.75	11.48	14.8	77.6
	45-60	38	30	32	1.06	51.33	4.31	4.27	358.40	3.16	4.74	0.64	0.18	8.71	23.5	37.1
	60-75	34	28	38	1.12	52.78	4.71	4.60	240.35	3.90	5.36	0.80	0.83	10.89	17.8	61.2
<b>LA 1993</b>	0-15	48	22	30	2.96	55.63	4.63	4.57	1275.13	6.67	6.83	1.89	0.03	15.42	17.2	89.7
	15-30	50	20	30	1.32	37.89	4.54	4.62	496.43	4.52	7.00	1.76	0.70	13.98	21.3	65.7
	30-45	38	24	38	1.36	51.20	4.42	4.65	481.43	4.63	7.08	2.11	0.05	13.87	24.3	57.1
	45-60	72	16	12	1.32	51.60	4.23	4.42	441.10	4.46	6.05	1.93	0.00	12.44	24.3	51.2
<b>LA 2003</b>	0-15	58	22	20	1.19	71.89	4.49	4.53	282.95	4.65	8.01	3.25	0.09	16.00	20.5	78.0
	15-30	42	24	34	1.03	63.06	4.55	4.61	57.63	4.61	7.49	3.33	0.00	15.43	18.5	83.4
	30-45	70	14	16	0.84	68.63	4.55	4.65	114.28	4.48	6.30	3.44	0.00	14.22	22.0	64.6
	45-60	68	10	22	0.84	63.84	4.35	4.53	62.95	4.41	6.37	3.09	0.30	14.17	20.8	68.1

SF – San Francisco LA – Loma Alta pH A – pH activo pH P – pH potencial I – No determinado

#### 10.4 Capacidad búfer de los suelos de estudio

Se determinó la capacidad buffer<sup>1</sup> de los suelos sacando los promedios de la CIC y %V de cada localidad hasta la profundidad de 60 cm. En los de San Francisco se presentó mediana capacidad buffer (Clase 3), mientras que Loma Alta presentó alta capacidad buffer de acuerdo con la clasificación propuesta por SEI (1997) lo que indica una mayor aptitud de Loma Alta frente al depósito ácido (Cuadro 8).

**Cuadro 8. Capacidad búfer de los suelos de estudio (60 cm de profundidad)**

	CIC	%V	Clase <sup>2</sup>	Capacidad búfer cmolm <sup>-2</sup> año <sup>-1</sup>
SF 1993	17,4	49.0	3	50-100
SF 2001	16.35	52.23	3	50-100
LA 1993	21,8	65,9	4	100-200
LA 2003	20,5	73,5	4	100-200

SF – San Francisco LA – Loma Alta

#### 10.5 Movilidad de metales pesados

Uno de los efectos de la acidificación excesiva del suelo es la alta movilidad de metales pesados hacia la profundidad, debido a que estos metales se vuelven solubles y son extraídos por los iones hidronio del complejo mineral hasta reducirlos a su forma iónica simple.

La movilidad de estos metales puede observarse como una diferencia de gradiente en concentración con respecto a la profundidad. Esto es, que deben observarse mayores concentraciones hacia la profundidad del horizonte mineral que en las capas superiores.

<sup>1</sup> La capacidad buffer está determina de manera proporcional por su carga crítica

<sup>2</sup> Son las clases que propone SEI para evaluar la capacidad buffer, la cual va de 1 a 5. La 1 es la de menor capacidad buffer y la 5 es la mayor.

### 10.5.1 Metales pesados en Loma Alta

En esta localidad no se presentó diferencia significativa en el contenido de metales pesados totales con respecto a la profundidad bajo la prueba de análisis de varianza (ANOVA) para ambos años. Esto indica que no existe movilidad de metales pesados a causa de la acidificación ni tampoco disponibilidad en concentraciones tóxicas hacia los vegetales (Reddy *et al.*, 1995). En 1993 sólo se observa una ligera acumulación de Zn, Cu, Ni, Fe y Mn en la profundidad de 60 cm, que indica una migración de éstos elementos, aunque no significativa y en el 2003 solo se observa una ligera acumulación de Pb y Al, también en la profundidad de 60 cm (Figura 44).

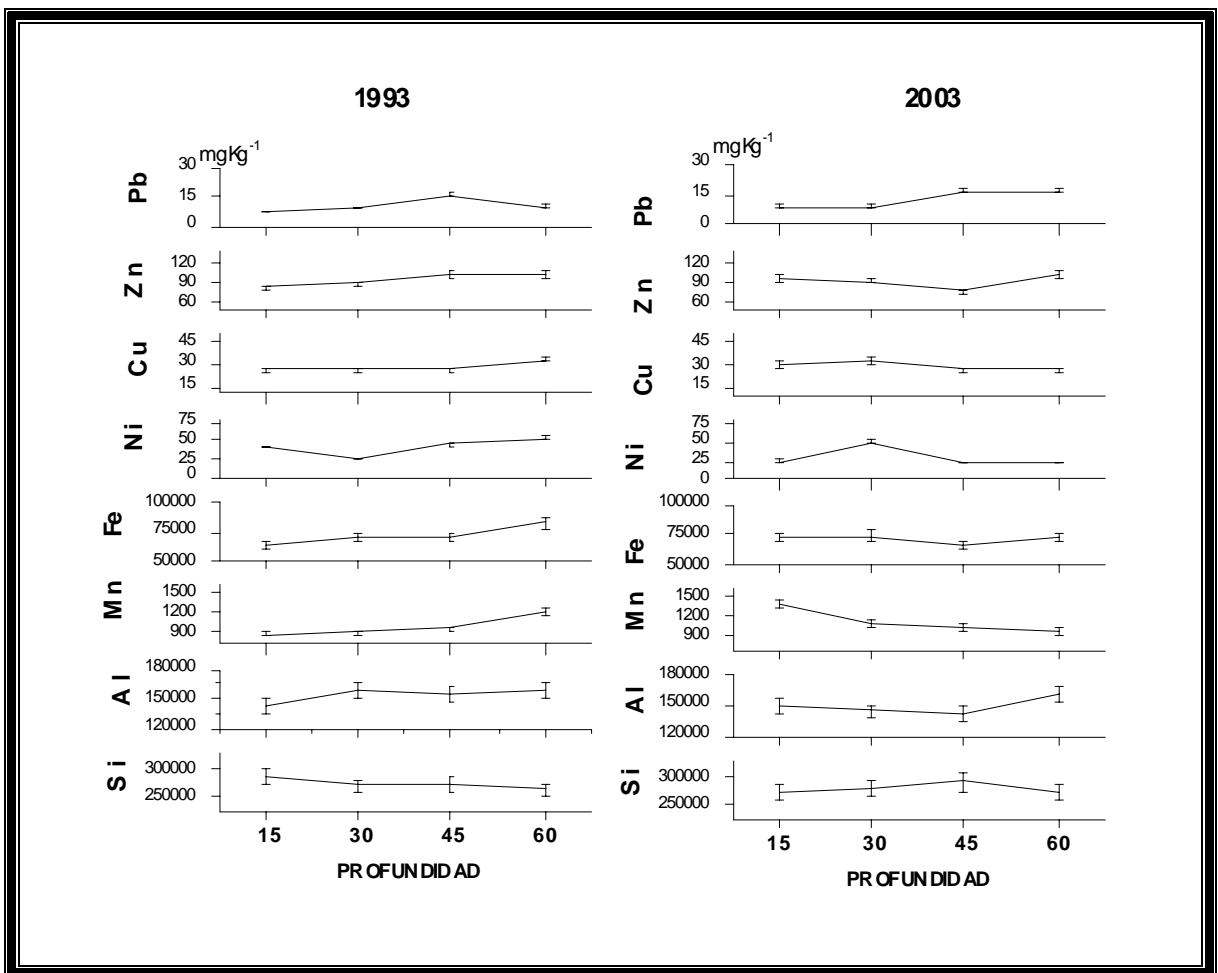
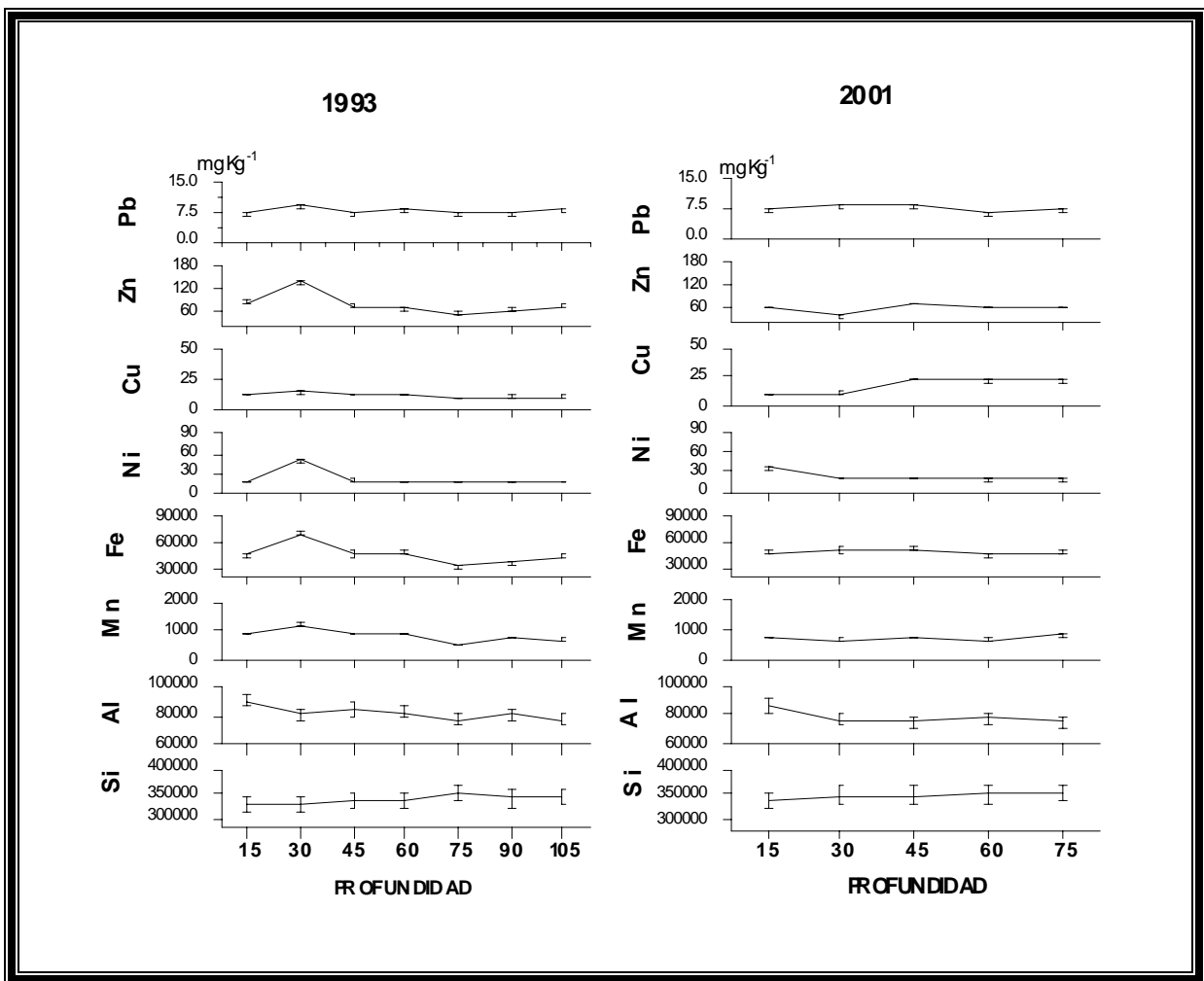


Figura 44. Concentración elemental de metales pesados totales y silicio, obtenida por la técnica PIXE a diferentes profundidades del suelo en la localidad Loma Alta.

### 10.5.2 Metales pesados en San Francisco

San Francisco tampoco mostró diferencia significativa en la concentración de metales con respecto a la profundidad para ambos años. Sin embargo, en el año de 1993 si se observó un pico de concentración en la profundidad de 30 cm para el Zn, Ni, Fe y Mn (Figura 45) que indica una ligera migración de estos elementos de la capa orgánica a la subyacente y a medida que aumenta la profundidad hacia la fase mineral su concentración se vuelve constante.

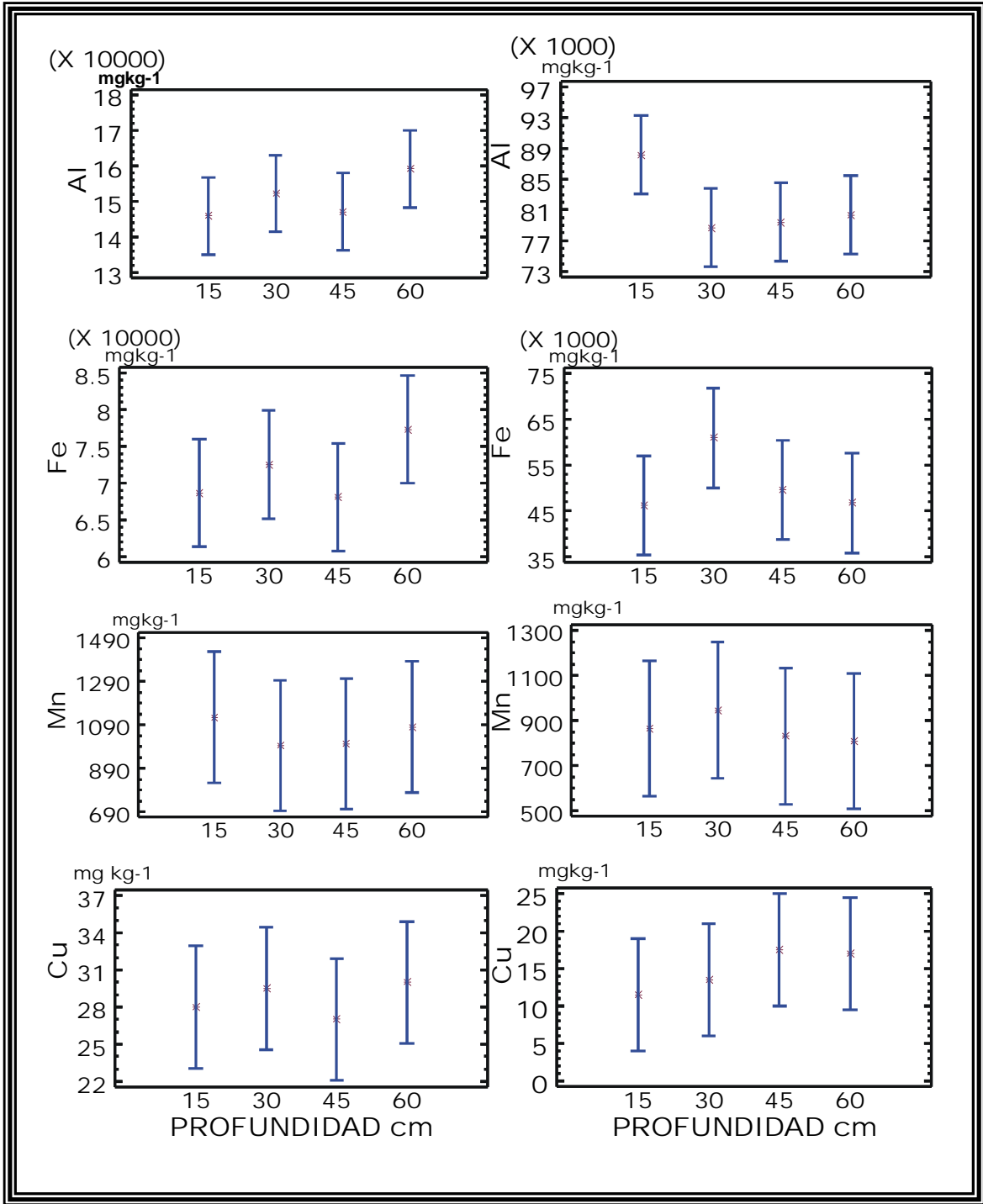


Cuadro 45. Concentración de metales pesados totales y silicio a diferentes profundidades del suelo en la localidad de San Francisco.

En el 2001 la concentración de los metales se mantiene con tendencia constante a diferencia del Al que en ambos años muestra una mayor concentración en la capa superficial (0-15 cm) y posteriormente una tendencia constante hacia la fase mineral del suelo, lo que descarta una movilidad del elemento por efecto de la acidificación del suelo.

No hay diferencia significativa en el gradiente de concentración de los metales a diferentes profundidades (Figura 46). Con este resultado se puede afirmar que no existe movilidad hacia las capas más profundas del suelo y en el sentido biológico que no existen altas concentraciones de metales pesados en forma disponible para el arbolado.

Algunos valores presentan sesgo al compararlos en función de la profundidad como el Al, Fe y Pb, sin embargo, no hay diferencia significativa de acuerdo con el análisis de varianza, pero sí están muy próximos a mostrarla (Figura 46). La acumulación del Al en la capa superficial (0-15 cm) podría deberse a la formación de complejos con el humus y un desplazamiento del Fe y el Pb hacia la profundidad de 30 cm.



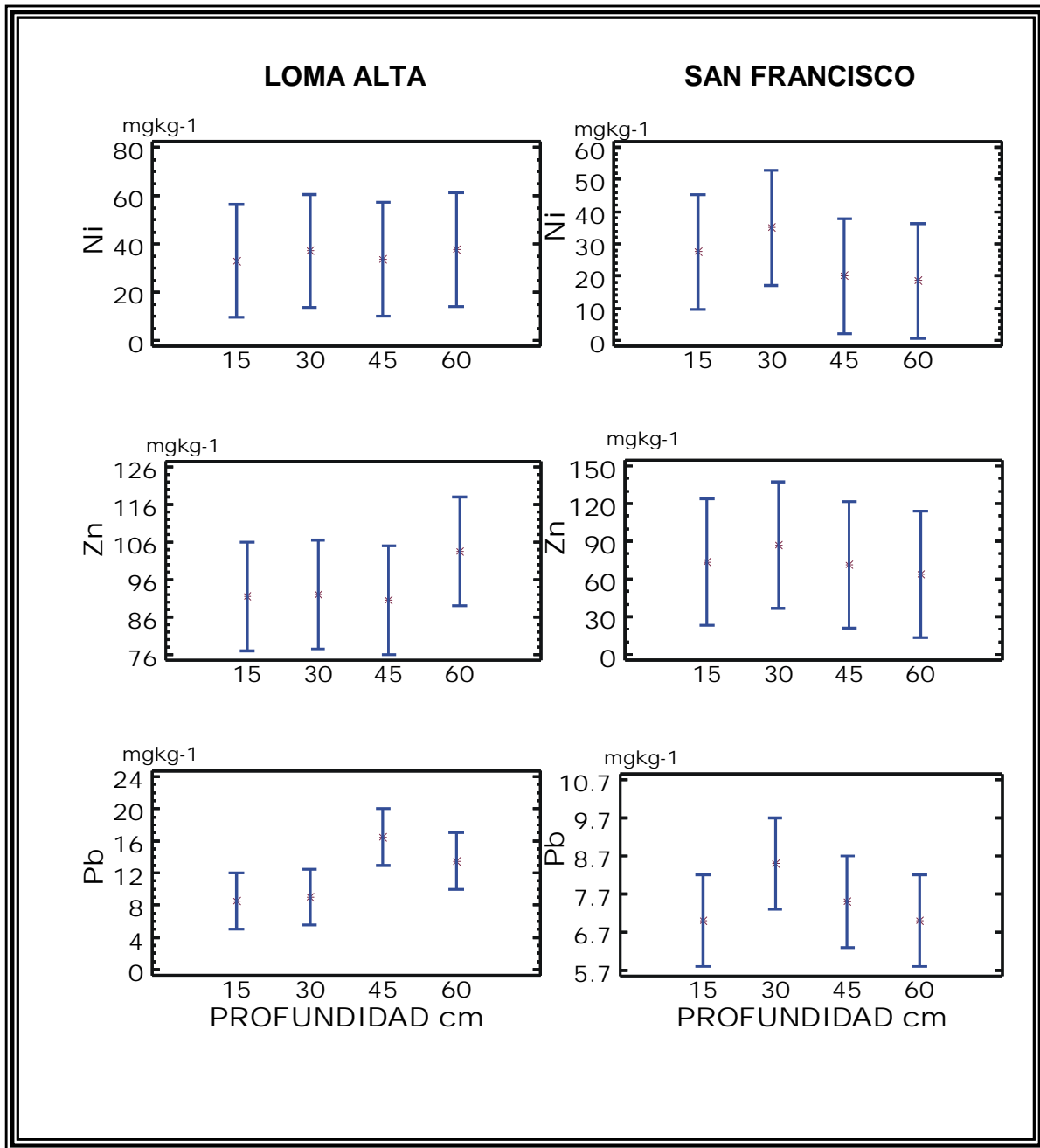


Figura 46. Muestra una comparación en la concentración de metales totales en suelo a diferentes profundidades.



**Cuadro 9. Composición elemental de los suelos de Villa del carbón analizados por la técnica PIXE**

profundidad	Al	Si	K	Ca	Ti	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Ga	Br	Rb	Sr	Y	Zr	Pb	OX10 <sup>5</sup>
	mgkg <sup>-1</sup>																	
<b>SAN FRANCISCO 1993</b>																		
0-15	90003	330623	10276	19906	5765	934	46136	19	12	84	21	12	70	826	26	875	7	49
15-30	80114	327738	10267	13967	4828	1209	71771	51	15	137	29	15	110	951	70	261	9	49
30-45	83585	338114	10027	17377	4718	915	47581	20	12	73	22	11	69	710	28	931	7	50
45-60	82328	336523	10709	19379	5460	919	47903	19	12	67	22	12	71	710	28	971	8	49
60-75	76933	350988	11731	20490	3526	571	33297	16	9	54	24	10	59	874	24	177	7	50
75-90	80835	341847	10567	25237	3870	781	37763	18	11	62	28	11	65	913	26	888	7	50
90-105	76530	345246	11324	18808	3348	737	44837	19	11	72	22	41	52	745	28	862	8	50
<b>SAN FRANCISCO 2001</b>																		
0-15	86352	338981	6360	11895	10642	792	46306	36	11	63	21	11	51	521	54	191	7	50
15-30	77243	349223	7130	7774	7440	682	50122	19	12	37	21	5	70	359	55	444	8	50
30-45	75197	347827	9217	7852	7907	746	51626	20	23	70	30	6	95	364	28	419	8	50
45-60	78347	350990	9639	4916	7360	699	45519	18	22	61	21	11	100	218	52	428	6	50
60-75	75618	352719	10049	4945	6274	851	47070	18	22	63	27	11	98	287	81	540	7	50
<b>LOMA ALTA 1993</b>																		
0-15	143667	287695	3762	2628	7823	868	63896	41	26	84	39	12	73	70	28	613	8	49
15-30	160687	269063	3173	1767	8664	881	70310	24	26	90	34	5	79	52	67	472	9	48
30-45	153809	273976	4022	1597	9774	942	69358	45	27	103	53	13	103	80	93	825	16	49
45-60	158489	262750	3117	1807	8626	1188	82447	52	33	103	48	6	91	61	35	1357	10	48
<b>LOMA ALTA 2003</b>																		
0-15	148249	273709	4775	3281	10082	1380	73443	25	30	99	28	11	109	164	65	1543	9	48
15-30	143802	279307	4153	1943	9504	1107	74661	50	33	94	38	6	102	154	64	642	9	48
30-45	140367	289648	3215	1565	7722	1061	66804	22	27	78	33	13	99	73	60	1093	17	49
45-60	159880	270027	3217	1317	6587	972	72118	23	27	104	45	6	99	55	65	1390	17	48

## 10.6 Estadísticos para las propiedades físicas y químicas del suelo

### 10.6.1 Diferencia en los parámetros del suelo a diferentes profundidades.

En Loma Alta no se obtuvo diferencia significativa en los parámetros físicos y químicos con respecto a la profundidad del suelo, (Cuadro 10). De tal forma que no existen variaciones significativas en la química del suelo hacia la profundidad.

**Cuadro 10. Análisis de varianza en función de la profundidad del suelo en la localidad de Loma Alta**

		Suma de Cuadrados	gl	Cuadrados Medios	F	Sig.
<b>Ph A</b>	EG	9,270E-02	3	3,090E-02	4,847	0,081
	DG	2,550E-02	4	6,375E-03		
	Total	0,118	7			
<b>BI</b>	EG	6,255	3	2,085	3,003	0,158
	DG	2,777	4	0,694		
	Total	9,032	7			
<b>V</b>	EG	806,135	3	268,712	2,714	0,180
	DG	396,020	4	99,005		
	Total	1202,155	7			
<b>CIC</b>	EG	25,614	3	8,538	1,883	0,273
	DG	18,135	4	4,534		
	Total	43,749	7			
<b>ARCILLA</b>	EG	617,500	3	205,833	1,368	0,373
	DG	602,000	4	150,500		
	Total	1219,500	7			
<b>MO</b>	EG	1,383	3	0,461	0,992	0,482
	DG	1,859	4	0,465		
	Total	3,242	7			

EG – Entre Grupos    DG – Dentro del grupo

En la localidad de San Francisco sólo se muestra diferencia en el contenido de materia orgánica con respecto a la profundidad (con una probabilidad de error de 0.012) (Cuadro 11). Es razón natural encontrar esta diferencia ya que el contenido de MO se acumula en la capa superficial del suelo y decrece hacia la profundidad. Mientras que los demás parámetros permanecen sin variación, lo que indica que éstos suelos mantienen una dinámica relativamente homogénea a través del perfil.

**Cuadro 11. Análisis de varianza en función de la profundidad del suelo en la localidad de San Francisco**

		Suma de Cuadrados	gl	Cuadrados Medios	F	Sig.
<b>pH A</b>	EG	0,182	3	6,078E-02	0,254	0,855
	DG	0,956	4	0,239		
	Total	1,139	7			
<b>BI</b>	EG	35,642	4	8,911	2,912	0,136
	DG	15,299	5	3,060		
	Total	50,942	9			
<b>V</b>	EG	50922,464	4	12730,616	1,519	0,325
	DG	41910,465	5	8382,093		
	Total	92832,929	9			
<b>CIC</b>	EG	8758,334	4	6,600	10,681	0,012
	DG	11420,490	5	250,400		
	Total	20178,824	9			
<b>ARCILLA</b>	EG	26,400	4	6,600	0,026	0,998
	DG	1252,000	5	250,400		
	Total	1278,400	9			
<b>MO</b>	EG	4,536	4	1,134	10,681	*0,012
	DG	0,531	5	0,106		
	Total	5,067	9			

EG – Entre Grupos    DG – Dentro del grupo    (\*) Diferencia significativa

### 10.6.2 Diferencia en los parámetros del suelo entre ambas localidades y años de muestreo

Ambas zonas mostraron claras diferencias en las propiedades físicas y químicas del suelo (Cuadro 12). En el pH real San Francisco 1993 mostró, de acuerdo con la prueba de Tukey, valores de pH claramente inferiores con respecto a Loma Alta (Anexo III), esto pone en evidencia una mayor sensibilidad al depósito ácido. En el contenido de arcilla los suelos de San Francisco mostraron menor presencia de arcilla con respecto a Loma Alta, condición que de acuerdo a Kulynstierna (1995) los hace más vulnerable al depósito ácido. Y por último también se encontraron menores concentraciones de BI en San Francisco, debido a que se haya íntimamente ligado al menor contenido de arcillas, antes mencionado. La razón de éstas diferencias se debe a que Loma Alta presenta suelos dominantes de luvisol crómico que se caracterizan por tener altas cantidades de arcilla y también mayores capacidades de cambio (por encima de  $24 \text{ cmol}(+)\text{kg}^{-1}$  de acuerdo con Driessen y por ende es capaz de retener mayores concentraciones de BI.

En la Figura 47 se muestra la dispersión de los resultados de las propiedades físicas y químicas del suelo de ambas localidades en los dos años de muestreo. Se muestra diferencias evidentes que hay en algunas propiedades del suelo que deben ser tomadas en cuenta al momento de evaluar su acidificación en el tiempo. En la Figura 47–A se aprecia una diferencia significativa en el pH activo del suelo en San Francisco con una caída drástica del mismo. En la Figura 47–F también se muestra apreciable diferencia y bajos contenidos de arcilla en el perfil analizado del año de 1993 para la misma localidad.

**Cuadro 12. Análisis de varianza de los parámetros físicos y químicos para ambas localidades y años de muestreo**

		Suma de cuadrados	gl	Cuadrados Medios	F	Sig.
<b>pH</b>	EG	0,836	3	0,279	6,789	<b>*0,006</b>
	DG	0,493	12	4,105E-02		
<b>BI</b>	EG	167,930	3	55,977	13,452	<b>*0,000</b>
	DG	49,933	12	4,161		
	Total	217,863	15			
<b>V</b>	EG	1595,885	3	531,962	1,472	0,271
	DG	4335,245	12	361,270		
	Total	5931,130	15			
<b>CIC</b>	EG	77,225	3	25,742	1,770	0,206
	DG	174,495	12	14,541		
	Total	251,720	15			
<b>ARCILLA</b>	EG	5838,000	3	1946,000	17,145	<b>*0,000</b>
	DG	1362,000	12	113,500		
	Total	7200,000	15			
<b>MO</b>	EG	2,514	3	0,838	1,849	0,192
	DG	5,438	12	0,453		
	Total	7,952	15			

EG – Entre Grupos    DG – Dentro del grupo    (\*) Diferencia significativa

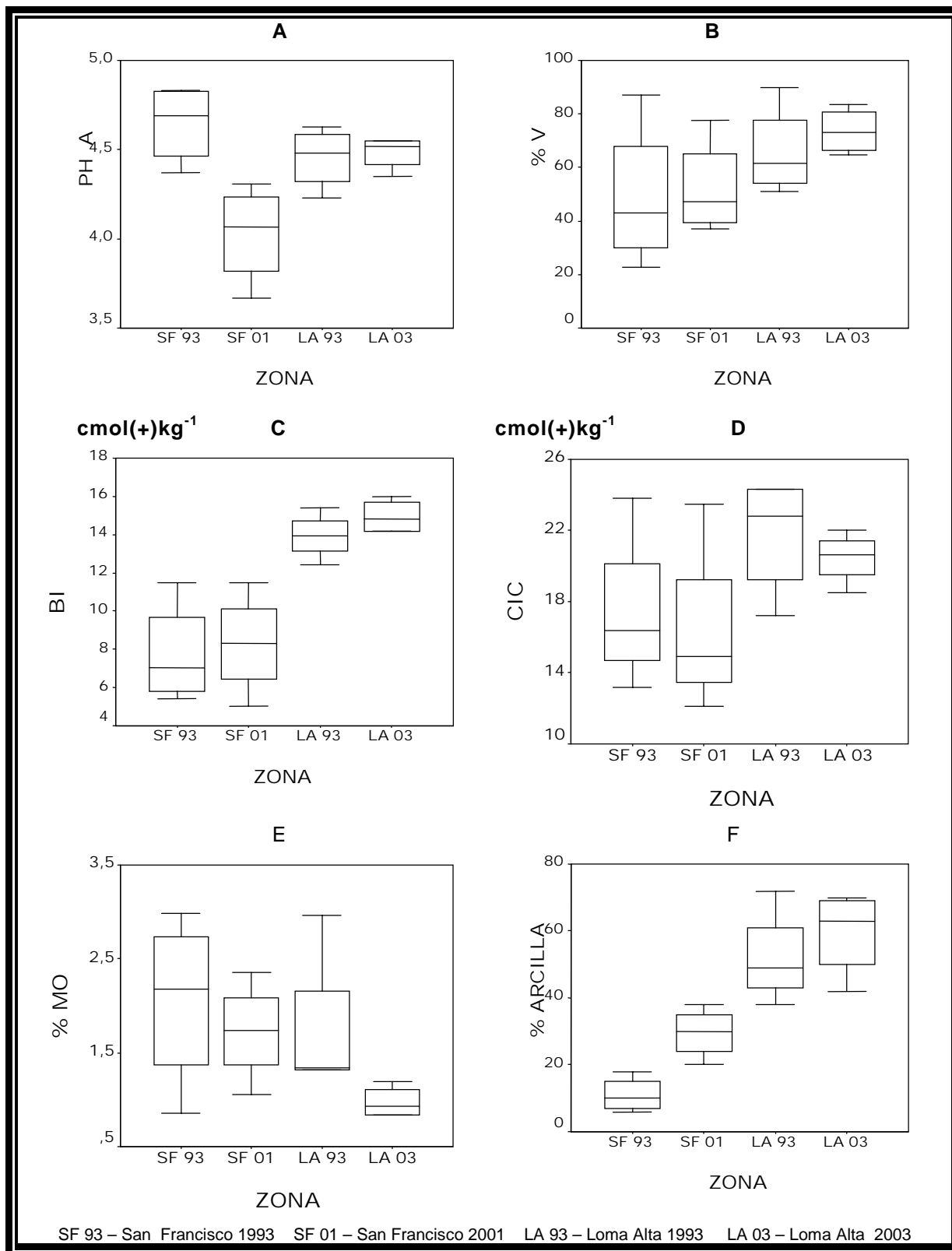


Figura 47. Dispersión de los promedios de los parámetros físicos y químicos de cada perfil correspondientes a ambas zonas y ambos años de muestreo.

Los suelos de Loma Alta muestran mucha homogeneidad en la mayoría de los parámetros evaluados excepto en el contenido de MO como se muestra

en la Figura 47–E. En la Figura 47–C se muestra solamente diferencia en el contenido de BI entre localidades, pero no entre sí mismas.

## 10.7 Estadísticos para los metales pesados totales en suelo

### 10.7.1 Contenido de metales pesados totales en función de la profundidad

En Loma Alta el análisis de varianza indica que no hay diferencia en la concentración de metales con respecto a la profundidad. Bajo esta prueba estadística se muestra homogénea la composición química del suelo y sin evidencias de movilidad de metales pesados a través del perfil (Cuadro 13).

**Cuadro 13. Análisis de varianza para el contenido de metales pesados totales en función de la profundidad del suelo en Loma Alta**

		Suma de Cuadrados	gl	Cuadrados Medios	F	Sig.
<b>Al</b>	E G	218407844	3	72802614	1,192	0,419
	D G	244360097	4	61090024		
	Total	462767941	7			
<b>Fe</b>	E G	23728	3	7909	0,169	0,912
	D G	187018	4	46754		
	Total	210746	7			
<b>Mn</b>	E G	641556	3	213852	1,293	0,392
	D G	661819	4	165454		
	Total	1303375	7			
<b>Ni</b>	E G	32	3	10	0,038	0,989
	D G	1151	4	287		
	Total	1183	7			
<b>Cu</b>	E G	11	3	3	0,300	0,825
	D G	50	4	12		
	Total	61	7			
<b>Zn</b>	E G	224	3	74	0,690	0,604
	D G	433	4	108		
	Total	657	7			
<b>Pb</b>	E G	87	3	29	4,569	0,088
	D G	25	4	6		
	Total	112	7			

EG-Entre grupos    DG – Dentro del grupo

En San Francisco la concentración de metales pesados totales también se mantuvo constante bajo el análisis de varianza por lo que tampoco se encontró evidencia de movilidad (Cuadro 14), aún cuando se presentaron

valores de pH excesivamente ácidos (pH < 4), tal vez porque su pH tiende a incrementarse hacia la llegada del período seco.

**Cuadro 14. Análisis de varianza para el contenido de metales pesados totales a diferentes profundidades en San Francisco**

		Suma de Cuadrados	gl	Cuadrados Medios	F	Sig.
<b>Al</b>	E G	162677272	4	40669318	3,714	0,091
	D G	54754286	5	10950857		
	Total	217431558	9			
<b>Fe</b>	E G	58030	4	14507	0,320	0,854
	D G	226627	5	45325		
	Total	284657	9			
<b>Mn</b>	E G	455	4	113	0,864	0,544
	D G	659	5	131		
	Total	1114	9			
<b>Ni</b>	E G	50	4	12	0,313	0,859
	D G	200	5	40		
	Total	250	9			
<b>Cu</b>	E G	935	4	233,850	0,221	0,915
	D G	5283	5	1056		
	Total	6218	9			
<b>Zn</b>	E G	44	4	11	0,808	0,570
	D G	69	5	13		
	Total	113	9			
<b>Pb</b>	E G	0,6	4	0,15	0,500	0,739
	D G	1,5	5	0,30		
	Total	2,1	9			

EG-Entre grupos    DG – Dentro del grupo

En la Figura 48 se muestra la dispersión de las concentraciones de ambas localidades en los dos años de muestreo. Se observa una diferencia más marcada al comparar el contenido de metales del suelo entre ambas zonas que al hacerlo en la misma localidad en los diferentes años de colecta. La Figura 48-A y 48-B muestran amplias diferencias de Al y Fe respectivamente con mayores contenidos en Loma Alta. Estas variaciones ponen en evidencia diferencia amplia en la composición mineralógica de los

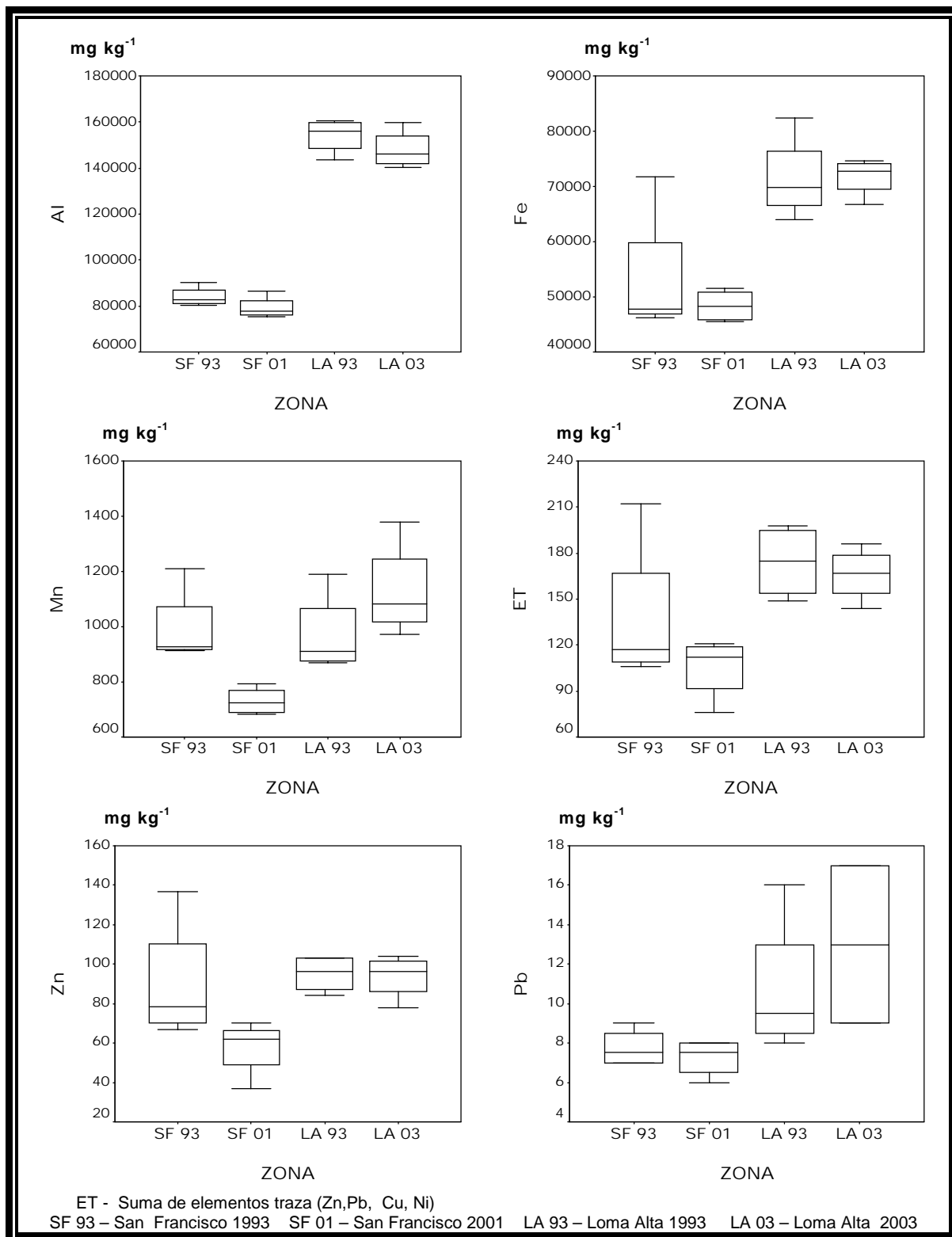


Figura 48. Dispersión de los promedios de los elementos totales de cada perfil correspondientes a ambas zonas y ambos años de muestreo.

suelos de Loma Alta con respecto a los de San Francisco y que pueden ser éstos, los elementos que forman los núcleos minerales de las arcillas.

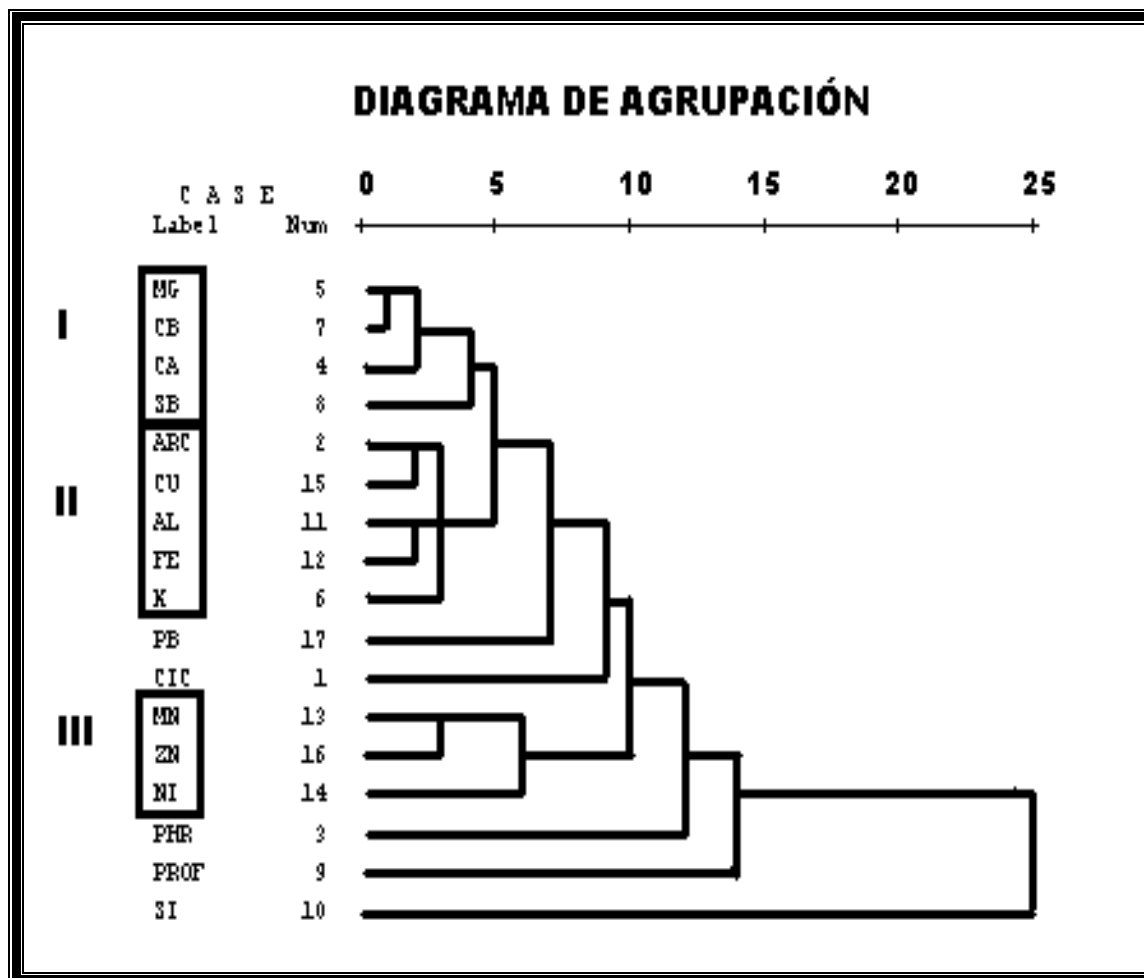


Mientras que en La Figura 48–C se muestra amplia diferencia en el contenido de elementos traza en la localidad de San Francisco entre ambos perfiles muestreados (1993 y 2001).

### ***10.8 Encadenamiento de variables entre grupos utilizando la Correlación de Pearson***

Se realizó la agrupación de las variables de estudio para conocer la relación que guardan, empleando un encadenamiento de grupos a través de la correlación de Pearson. En esta se mostró una alta asociación del Mg y el Ca con la Saturación de bases, quedando excluido el K como variable importante (Figura 49). En el segundo grupo se muestra alta asociación del Cu, Al, Fe y K a las arcillas lo que indica que estos metales pueden estar asociados a su estructura y/o adsorbidos en forma iónica. En el tercer grupo se hayan asociados el Mn, Zn y Ni, metales de transición cuantificados como elementos totales en suelo, mantienen un comportamiento similar en el perfil y pueden influir importantemente en la acidez de cambio y estar también activos en la acidez de cambio en condiciones de excesiva acidificación de acuerdo con Howells (1990).

Resulta interesante mostrar la nula agrupación que se observa entre el pH y las propiedades del suelo, así como también entre la profundidad y los metales pesados totales. Este diagrama hace suponer poca influencia de la acidificación del suelo sobre su composición química, tales como la desbasificación (Skeffington, 1987) o una movilidad de metales hacia la profundidad (Reddy, 1995). En este diagrama también se observa al Si como una variable imparcial que no es influenciado por ningún parámetro del suelo.



**Figura 49** . Diagrama de encadenamiento de grupos usando la correlación de pearson<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> Ca, Mg y K representan la forma extractable y Al, Fe, Mn, Zn, Ni, Cu y Pb en forma de elementos totales

## XI. CONCLUSIONES

---

---

- No se verificó acidificación del suelo en un período de 10 años para ambas localidades del municipio de Villa del Carbón.
- Loma alta y San Francisco de la Tablas mostraron alta y media capacidad de resistencia (búfer) ante el efecto del depósito ácido, de igual forma para su carga crítica.
- No hay lixiviación de bases intercambiables del suelo que puedan causar un déficit nutrimental hacia el arbolado.
- El Mg fue el catión más dominante de las BI en el complejo de cambio, condición que asegura una adecuada producción de clorofila para el arbolado.
- El suelo de San Francisco presentó excesiva acidificación en los primeros 30 cm de profundidad que pueden causar disminución en la producción de raíces finas.
- No existe toxicidad hacia la vegetación por efecto de metales pesados
- Loma Alta mostró diferencia en su composición química con respecto a San Francisco al presentar mayores contenidos de bases intercambiables y arcilla, así como Al y Fe totales.

## XII. ANEXOS

---

---

### Anexo I. Clasificación del pH del suelo (Cepeda 1991)

Clasificación	pH
Excesivamente ácido	< 4
Fuertemente ácido	4-5
Moderadamente ácido	5-6
Ligeramente ácido	6-6.5
Neutro	6.5-7.5
Ligeramente alcalino	7.5-9
Fuertemente alcalino	9-10
Excesivamente alcalino	10

---

---

## Anexo II. Clasificación textural de los suelos de estudio

Profundidad	Textura	Arcilla	Limo	Arena
		%		
<b>SAN FRANCISCO 1993</b>				
0-15	migajón arenoso	18	22	60
15-30	migajón arenoso	8	22	70
30-45	migajón arenoso	12	20	68
45-60	arena migajonosa	6	16	78
60-75	migajón	8	40	52
75-90	arena migajonosa	6	18	76
<b>SAN FRANCISCO 2001</b>				
0-15	migajón arcillo-arenoso	20	22	58
15-30	migajón arcillo-arenoso	28	26	46
30-45	migajón arcilloso	32	26	42
45-60	migajón arcilloso	38	30	32
60-75	migajón arcilloso	34	28	38
<b>LOMA ALTA 1993</b>				
0-15	arcilloso			
15-30	arcilloso	50	20	30
30-45	migajón arcilloso	38	24	38
45-60	arcilloso	72	16	12
<b>LOMA ALTA 2003</b>				
0-15	arcilloso	58	22	20
15-30	arcilloso	42	24	34
30-45	arcilloso	70	14	16
45-60	arcilloso	68	10	22

### ANEXO III. Prueba de Tukey para las propiedades físicas y químicas del suelo con medias diferentes

#### Comparaciones Múltiples

Variable Dependiente: pH Activo

Tukey HSD

(I) ZONA	(J) ZONA	Diferencia Media (I-J)	Error Std	Sig.	95% Intervalo Confianza	
					Lim Inferior	Lim Superior
SF 1993	2,00	,6175*	,1433	,005	,1922	1,0428
	3,00	,1900	,1433	,565	-,2353	,6153
	4,00	,1600	,1433	,687	-,2653	,5853
SF 2001	1,00	-,6175*	,1433	,005	-1,0428	-,1922
	3,00	-,4275*	,1433	,049	-,8528	-2,1653E-03
	4,00	-,4575*	,1433	,034	-,8828	-3,2165E-02
LA 1993	1,00	-,1900	,1433	,565	-,6153	,2353
	2,00	,4275*	,1433	,049	2,165E-03	,8528
	4,00	-3,0000E-02	,1433	,997	-,4553	,3953
LA 2003	1,00	-,1600	,1433	,687	-,5853	,2653
	2,00	,4575*	,1433	,034	3,217E-02	,8828
	3,00	3,000E-02	,1433	,997	-,3953	,4553

\*. La media es diferente significativamente a 0.05

#### Comparaciones Múltiples

Variable Dependiente: Bases de Cambio

Tukey HSD

(I) ZONA	(J) ZONA	Diferencia Media (I-J)	Error Std	Sig.	95% Intervalo Confianza	
					Lim Inferior	Lim Superior
SF 1993	2,00	-,5325	1,4424	,982	-4,8149	3,7499
	3,00	-6,1800*	1,4424	,005	-10,4624	-1,8976
	4,00	-7,2075*	1,4424	,002	-11,4899	-2,9251
SF 2001	1,00	,5325	1,4424	,982	-3,7499	4,8149
	3,00	-5,6475*	1,4424	,010	-9,9299	-1,3651
	4,00	-6,6750*	1,4424	,003	-10,9574	-2,3926
LA 1993	1,00	6,1800*	1,4424	,005	1,8976	10,4624
	2,00	5,6475*	1,4424	,010	1,3651	9,9299
	4,00	-1,0275	1,4424	,890	-5,3099	3,2549
LA 2003	1,00	7,2075*	1,4424	,002	2,9251	11,4899
	2,00	6,6750*	1,4424	,003	2,3926	10,9574
	3,00	1,0275	1,4424	,890	-3,2549	5,3099

\*. La media es significativamente diferente a 0.05

### Comparación Múltiple

Variable Dependiente: % ARCILLA

Tukey HSD

(I) ZONA	(J) ZONA	Diferencia Media (I-J)	Error Std	Sig.	Intervalo de Confianza 95%	
					Límite Inferior	Límite Superior
SF 1993	SF 2001	-18,5000	7,5333	,119	-40,8657	3,8657
	LA 1993	-41,0000*	7,5333	,001	-63,3657	-18,6343
	LA 2003	-48,5000*	7,5333	,000	-70,8657	-26,1343
SF 1993	SF 1993	18,5000	7,5333	,119	-3,8657	40,8657
	LA 1993	-22,5000*	7,5333	,048	-44,8657	-,1343
	LA 2003	-30,0000*	7,5333	,009	-52,3657	-7,6343
LA 1993	SF 1993	41,0000*	7,5333	,001	18,6343	63,3657
	SF 2001	22,5000*	7,5333	,048	,1343	44,8657
	LA 2003	-7,5000	7,5333	,755	-29,8657	14,8657
LA 2003	SF 1993	48,5000*	7,5333	,000	26,1343	70,8657
	SF 2001	30,0000*	7,5333	,009	7,6343	52,3657
	LA 1993	7,5000	7,5333	,755	-14,8657	29,8657

\*. La diferencia media es significativa a 0.05

## Anexo IV. Correlación de Pearson (hasta profundidad de 60 cm)

	CIC	%ARC	pHa	Ca	Mg	K	BI	%V	PROF	Si	Al	Fe	Mn	Ni	Cu	Zn	Pb
<b>CIC</b>	1,00																
<b>ARC</b>	<b>*,59</b>	1,00															
<b>pHa</b>	,33	-,02	1,00														
<b>Ca</b>	,28	<b>***,70</b>	,19	1,00													
<b>Mg</b>	,42	<b>***,62</b>	,43	<b>***,72</b>	1,00												
<b>K</b>	<b>*,51</b>	<b>***,73</b>	,37	<b>*,55</b>	<b>***,69</b>	1,00											
<b>BI</b>	,31	<b>***,72</b>	,35	<b>***,88</b>	<b>***,91</b>	<b>***,73</b>	1,000										
<b>%V</b>	-,26	,31	,26	<b>***,73</b>	<b>***,62</b>	,39	<b>***,80</b>	1,00									
<b>PROF</b>	,21	,19	,05	,11	,13	-,07	,142	,06	1,00								
<b>Si</b>	<b>*,55</b>	<b>**-,77</b>	-,25	<b>**-,68</b>	<b>**-,80</b>	<b>**-,78</b>	<b>**-,78</b>	-,39	-,00	1,00							
<b>Al</b>	<b>*,57</b>	<b>***,81</b>	,22	<b>***,74</b>	<b>***,80</b>	<b>***,78</b>	<b>***,81</b>	,41	,01	<b>**-,98</b>	1,00						
<b>Fe</b>	,44	<b>***,67</b>	,11	<b>*,51</b>	<b>***,72</b>	<b>***,65</b>	<b>***,66</b>	,32	,05	<b>**-,88</b>	<b>***,83</b>	1,00					
<b>Mn</b>	,30	,33	,32	,13	<b>*,51</b>	<b>*,58</b>	,37	,14	-,12	<b>*,60</b>	,49	<b>***,73</b>	1,00				
<b>Ni</b>	,10	,13	-,13	,17	,24	,14	,16	,04	-,14	-,46	,38	<b>***,64</b>	,47	1,00			
<b>Cu</b>	<b>*,57</b>	<b>*,84</b>	,13	<b>***,74</b>	<b>***,80</b>	<b>***,73</b>	<b>***,85</b>	,48	,17	<b>**-,82</b>	<b>***,83</b>	<b>***,80</b>	,47	,40	1,00		
<b>Zn</b>	,37	,21	,28	,04	,40	,38	,26	-,01	-,02	<b>*,59</b>	,48	<b>***,75</b>	<b>***,75</b>	<b>***,63</b>	,43	1,00	
<b>Pb</b>	,41	<b>*,58</b>	,08	,39	,45	<b>***,63</b>	<b>*,50</b>	,19	,34	<b>*,60</b>	<b>*,62</b>	<b>*,54</b>	,28	,12	,46	,37	1,00

\* La correlación es significativa a 0.05 (2 colas).      ARC- % Arcilla    pHa-pH activo

\*\* La correlación es significativa a 0.01 (2 colas)      PROF-Profundidad



### XIII. BIBLIOGRAFIA

---

---

- Alloway, B. 1990. Heavy metals in soil. Ed Jhon Wiley and Sons, Inc., pp 28-39
- Alvarado, P., Bauer J. y Galindo J. 1991. Declinación y muerte del bosque de oyamel (*Abies religiosa*) en el sur del Valle de México.
- Block-Van C., y Pinxter J. 1993. Recent developments in x-ray detectors and their relevance in biological x-ray microanalysis. En: X-ray microanalysis in biology experimental techniques and applications. Sigeo, D. Cambridge, University Press, pp 81.
- Binkley, D. y Richter, D. 1987. Nutrient cycles and H<sup>+</sup> budgets forest ecosystems. En: MacFadyen, A., advances ecological research, Great Britain, ed. FORD 1987, pp 1-51.
- Bohn, H. 1993. Química del suelo. Editorial Limusa. pp 233-347.
- Calva, V. 1999 *Monitoreo de la depositación ácida en zonas boscosas de la Ciudad de México, usando como superficie de exposición la corteza arbórea de tres pináceas*; Instituto de Recursos Naturales, Especialidad Forestal. Tesis de Maestría, Colegio de Postgraduados Montecillo Texcoco, Edo de México.
- Castro, S., Gonzáles, K. y Hernández, T. 1997. Contenido de metales pesados en algunos suelos y vegetación del Desierto de los Leones, Distrito federal, Ciencia Forestal en México. 22(82): 109-127.
- Cepeda D. 1991. Química de suelos. 2ª ed. Editorial Trillas , México, D.F. pp 151
- Chapman H. 1973. Métodos de análisis para suelos, plantas y aguas. Editorial Trillas. pp 195.
- Cowling, E. 1982. An historical resume of progress in scientific and public understanding of acid precipitation and its biological consequences En: Acid Precipitation effects on ecological systems. D'Itri, Frank. 1982. Editorial Ann Arbor Science, Michigan; pp 43-83.

- Cronan, C. y Grigal, D. 1995. Use of calcium/aluminium ratios as indicators of stress in forest ecosystems, *Journal Environmental Quality*, **24**, 209-226.
- De Vries, W. 1993. Average critical loads for nitrogen and sulfur and its use in acidification abatement policy in the Netherlands. *Water, Air and Soil Pollution*. **68**, 399-434
- De Wit, H., Mulder, J., Nygaard P., Aamlid D. 2001A. Testing the aluminium toxicity hypothesis: a field manipulation experiment in mature spruce forest in Norway. *Water, Air and Soil Pollution*. **130**: 995-1000.
- De Wit, H., Mulder, J., Nygaard, P., Aamlid D., Huse, M., Kortnes E., Wollebæk G. y Brean R. 2001B. Aluminium: The Need for a Re-Evaluation of Its Toxicity and Solubility in Mature Forest Stands. *Water, Air, and Soil Pollution*. **1-2**: 103-118
- Driessern, P., Deckers, J. Lecture notes on the major soils of the world. En: World soil resources reports (Roma 2001) Roma, FAO 2001, pp 307.
- Duan, L., Xie, S., Zhou, Z. y Hao, J. 2000. Critical loads of acid deposition on soil in China. *Water, Air and Soil Pollution*, **118**: 35-51.
- Duchaufour, P. 1975. Manual de edafología. Edit. Tora-masson, S.A. Barcelona pp 476.
- Egli, P., Fitze, M., 1999, Change in heavy metal contents in an acidic forestal soil affected depletion of soil organic matter within the time espan. *Elsevier science* **105**:367-379
- Elliot, H., Liberaty, M., y Huang, C. 1986. Absorción Competitiva de metales pesados en suelos. *Journal Environment Quality* **15**:214-219
- Grennfelt, P., Moldan F., Alveteg, M., Warfvinges, P., Sverdrup, H. 2001. Critical loads – is there a new for a new concept?. *Water Air and Soil Pollution* **1**: 21-27
- Hodgson, J. 1987. Muestreo y descripción de suelos. Ed. Reverteré, S. A. España, pp 229.

- Hodson, M., Langan, S.J. y Wilson M. Jeff. 1997. A critical evaluation of the use of the profile model in calculation mineral weathering rates. *Water, Air and Soil Pollution* **98**: 79-104
- Howells G. 1990. Acid rains and acid waters. Ed. Ellis Horwood New York, pp215
- Hutchinson. 1980. Effects of acid precipitation on terrestrial Ecosystems. Editado por Hutchinson, T. y Havas, M.; New York, pp 651.
- INEGI. 1981. Síntesis GeoCuadro del Estado de México', Secretaria de Programación y Presupuesto (SPP); Coordinación General de los Servicios Nacionales de Estadística, Geografía e Informática. México D.F. pp 174.
- INEGI. 1998. Perfiles de suelos versión 1.0, Un recorrido por los suelos de México. INEGI, Aguascalientes, Ags. Pp26.
- Jackson, Y. 1982. Análisis químico del suelo, Omega, Barcelona, p. 198.
- Jiménez C., Blanca E. La contaminación ambiental en México. Ed. Limusa.
- Jonson, B. 1977. Soil acidification by atmospheric pollution and forest growth. *Water, Air and Soil Pollution* **7**: 497-501
- Kabata Alina-Pendias, Pendias Henryk. 1992. Trace elements in soils and plants 2ª edición. Boca Raton Ann Arbor London (CRC); Florida, USA. Pp 365.
- Kulyestierna, J., Cambridge,H., Cinderby, S. y Chadwick, M. 1995. Terrestrial ecosystem sensitivity to acidic deposition in developing countries. *Water, Air and Soil Pollution* **85**: 2319 – 2324.
- Kuylesntierna J. Cambridge, H. y Cinderby, S. 1996. Validation of the maps of sensitivity to acidic deposition in the countries of central and south America. En: Sensitivity to acidic deposition-SEI map validation (1996,Costa Rica); UK; SEI, 1996, pp17
- Langan, S., Hodson, M., Bain, Skeffington, R. y Wilson, M., 1995, A preliminary review of weathering rates in relation to their method of calculation for acid sensitive soil parent materials. *Water, Air and Soil Pollution* **85**: 1075 – 1081

- Martínez, M., Loyola, V. y Hernández, T. 2001. Aluminio: metal tóxico para las plantas. ¿Cómo actúa y cuales son los mecanismos de tolerancia?. *Ciencias*, **52** : 25-33.
- Nilsson, J., y Grennfelt, P. 1988. *Critical loads for sulphur and nitrogen*. Miljörapport, 1988. 15<sup>o</sup> Nordic Council of Ministers. Copenhagen.
- MacFadyen, A. 1987. *Advances in Ecological Research*. 4a ed. Academic Press, *Ecological Forest* **16**: 1-51
- Nelleman C., Gout T. 2001. Long-term change in forest wrought: potential effects of nitrogen deposition and acidification. *Water, Air and Soil Pollution* **128**:197-205
- Oja T., Kui, A. y Tamm, T. Critical thresholds to atmospheric pollution and landscape sensitivity. En: Uncertainty of critical loads in the Baltic countries. Report from a project funded by the Nordic Council of Ministers (1999, en Helsinki). Ed by Maria Holmberg, 2000, pp 57.
- Posh, M. 2000. Critical load and their exceedences-an overview. En: Uncertainty of critical loads in the Baltic countries. Report from a project funded by the Nordic Council of Ministers (1999, en Helsinki). Ed by Maria Holmberg, 2000, pp 57.
- Reddy, K., Wang, L. y Gloss, S.: 1995 Solubility and mobility of copper, zinc and lead in acidic environments. *Plant and Soil* **171**: 53-58
- Reimann, C. y Caritat P. 1998. *Chemical elements in the environment*. Springer. pp 397.
- Ríos, G. 1985. Material didáctico de laboratorio integral de biología IV: Prácticas del módulo de suelo, séptimo semestre, FES Zaragoza, México, D.F., pp.127
- Rubalcaba J. 2001 Aplicaciones de PIXE al estudio de muestras de interés biológico. *TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas* **4**: 93-99.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH). 1984. Inventario Forestal Periódico del Estado de México, Aprovechamiento y

- Conservación de los Bosques. En: Plan Nacional de Desarrollo 1984-1994., México, D.F. 84p.
- Seinfeld, J. 1978. Contaminación atmosférica, fundamentos físicos y químicos. Ed. Instituto de Estudios de Administración Local; Madrid, España.
- SEMARNAT. 2000. Norma Oficial Mexicana (NOM) NOM-021-RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudios, muestreo y análisis. México, 2000, pp 97.
- Shan Y., Izuta, T. y Totsuka, T. 2000. Phenological disorder induced by atmospheric nitrogen deposition: original causes of Pine forest decline over Japan. Part I. *Water, Air and Soil Pollution* **117**:191-203.
- Skeffington R. 1987. Soil and its responses to acid deposition, *CEGB Research*; Num **20**:16-29.
- Subdirección de Inventario de Emisiones-DGPCC Versión Preliminar, 1996; Inventario de Fuentes de Área; Gobierno del Distrito Federal y Secretaria del Medio Ambiente.
- Tomioka R. y Takenaka, C. 2001. Differential ability of the root to change rhizosphere pH between *chamaency paris obtusa siebi* (Hinoki) and *Quercus serrata* thumb (konara) under aluminium stress. *Water, Air and Soil Pollution*.**130**: 1013 -1018
- Ûnlû K., Ilbeyi A., Soyupac S., Yurtery C. 1999. A geochemical equilibrium modelling approach to assessing soil acidification impact due to deposition of industrial air emissions. *Water, Air and Soil Pollution* **113**:395-405.
- Vallack, H., Cinderby, S. 2001. Emission inventories for SO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub> in developing country regions in 1995 with projected emissions for 2005 according to two scenarios. *Water, Air and Soil Pollution* **130**: 217-222.
- Van Der, S. y De Vries, W. 1999. Modelling impacts of atmospheric deposition, nutrient cycling and soil weathering on the sustainability of nine forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* **109**:101-135.
- Wilson, G., Rucklidge, J., Campbell, J., Nejedly, Z. y Teesdale, W. 2002. Applications of PIXE to mineral characterization. *Elsevier Science*. **189**: 387-393.

## DIRECCIONES ELECTRÓNICAS

Gobierno del Estado de México, *Villa del Carbón* [En línea] Municipio Villa del Carbón y el Instituto de Información e Investigaciones GeoCuadro, Estadística y Catastral del Gobierno del Estado de México (IGECEM), 2000 [Consulta: 01 julio 2002]; Formato HTML.

<http://www.edomexico.gob.mx/newweb/Gobierno%20en%20internet/PAGNUM/113.htm>

MedSpain, 2000. Contaminación atmosférica en la ciudad de México [En línea] GEOCITES [Consulta: 22 Mayo 2003] Formato <http://www.geocites.com/medspain/sep00/contamina.html>

SEI, Sida; *Methodologies to Determine Risks and Impacts of Air Pollution*; [en línea]: [Stockholm, Suecia]: RAPIDC, Institute Enviroment Stockholm 1997. Última actualización 2003 [consulta: 11 noviembre 2003]. Monitorin & Modelling. Formato HTML.

<http://www.york.ac.uk/inst/sei/rapidc2/sens/sensmeth.html>

Subdirección de Inventario de Emisiones-DGPCC, *Comportamiento del pH , aniones ( $SO_4^{2-}$ ,  $NO_3^-$ ) y cationes (Ca, Mg, K, Na,  $NH_4$ )* [en línea]: [México, D.F.]: Secretaria del Medio Ambiente del Distrito Federal 1999. [Consulta: 22 Abril 2003]. Informe Anual del Programa de Precipitaciones Ácidas en la ZMCM. Transcripción a formato HTML de la edición. : Impreso en México D.F.

[http://sma.df.gob.mx/publicaciones/aire/int\\_pre\\_acd\\_98/capitulo07texto.PDF](http://sma.df.gob.mx/publicaciones/aire/int_pre_acd_98/capitulo07texto.PDF)

García, I. y Dorronsoro, C. Contaminación del Suelo. [En línea]: [Granada, España] Departamento de Edafología y Química Agrícola y Unidad Docente e Investigadora de la Facultad de Ciencias, Universidad de Granada. Última actualización 17 octubre 2003 [Consulta: 19 Diciembre 2003]. Formato HTML.

<http://edafologia.ugr.es/index.htm>