

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE
HIDALGO**

**INSTITUTO DE CIENCIAS BASICAS E INGENIERIA
ÁREA ACADÉMICA DE QUIMICA**

Doctorado en Química

TÍTULO:

**ALUMINIO, UN INDICADOR DE CALIDAD AMBIENTAL EN
SUELOS DE CARGA VARIABLE**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

DOCTOR EN QUÍMICA

PRESENTA

Otilio Arturo Acevedo Sandoval

ASESORES:

**DR. ALBERTO JOSÉ GORDILLO MARTÍNEZ
DR. FRANCISCO PRIETO GARCÍA**

Marzo 2007.

D E D I C A T O R I A S

A mi esposa Bere, por todos los momentos hermosos que ha compartido conmigo, por su amor, cariño, apoyo y comprensión.

A mis hijos Luigui y Alex que recuerden que en la vida no hay límites, solamente los que uno se impone.

A mis padres Otilio y Elba gracias por haber inculcado valores que constituyen la mejor herencia y que junto con su apoyo me han dado una vida llena de satisfacciones.

A mis queridos hermanos Norma, Pepe y Claudia, le doy gracias a Dios por permitirme estar a su lado.

A mis sobrinos y amigos.

A todas aquellas personas que de alguna u otra forma han sido parte de mi vida profesional

AGRADECIMIENTOS

Deseo hacer patente mi agradecimiento y reconocimiento a las siguientes personas e instituciones que hicieron posible la realización del presente estudio:

A la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo y en especial al C.D. Luis Gil Borja rector de esta máxima casa de estudios, por su incondicional y sincero apoyo.

A los doctores Alberto José Gordillo Martínez y Francisco Prieto García por su amistad, apoyo y excelente dirección en la realización del presente trabajo.

A los miembros del Honorable Jurado:

Dr. José Roberto Villagómez Ibarra Dr.
Francisco Prieto García Dr. Alberto
José Gordillo Martínez Dr. Carlos César
Maycotte Morales Dra. Rosa ícela
Beltrán Hernández

Al director del Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, M en C. Octavio Castillo Acosta por su gran apoyo y amistad.

A mis compañeras y compañeros de trabajo de la División de Investigación y Posgrado de la UAEH

Al Lie. Mario Vigueras Meló por su amistad, paciencia, creatividad y valiosa ayuda.

Al M en C Rene Bernardo Cabrera Cruz por sus sugerencias en la revisión de este manuscrito.

A todo el personal académico, técnico y administrativo, que facilitó mi desempeño en el Centro de Investigaciones Químicas y la Unidad Central de Laboratorios de la UAEH.

Sin la colaboración y ayuda del Biol. Enrique Cruz Chávez, M en C Misael Cruz Sánchez y Q. Cliseria Martínez parte de este trabajo habría sido imposible, a cada uno de ellos gracias.

ÍNDICE

<i>RESUMEN</i> _____	8
<i>ABSTRACT</i> _____	11
<i>CAPÍTULO I</i> _____	13
<i>ANTECEDENTES</i> _____	13
1.1. El suelo como base productiva y su problema ambiental. _____	13
1.2. El aluminio en la corteza terrestre. _____	17
1.3. Características del aluminio. _____	19
1.4. El Aluminio en el suelo. _____	21
1.5. Óxidos de aluminio. _____	23
1.6. Aluminio en solución acuosa. _____	24
1.7. Naturaleza de la acidez de los suelos. _____	31
1.8. Procesos de acidificación por fertilizantes. _____	34
1.9. Acidificación por descomposición de restos orgánicos. _____	37
1.10. Efecto del aluminio en las Plantas. _____	38
1.11. Síntomas de toxicidad y mecanismos de tolerancia. _____	40
<i>CAPÍTULO I</i> _____ /	43
2.1 Acidez del suelo _____	43
2.2. Acidez actual _____	43
2.3. Acidez de cambio _____	46
2.4. Acidez hidrolítica _____	49
<i>CAPÍTULO II</i> _____	53
3.1. Suelos de carga variable. _____	53
3.2. Origen de la carga del suelo _____	58
3.3. Coloides de Carga Permanente _____	59
3.4. Coloides de Carga Variable _____	64
4.1 El aluminio en la salud humana _____	71
<i>CAPÍTULO V</i> _____	90
5.1 Objetivo general _____	90
5.2 Objetivos específicos _____	90
<i>CAPÍTULO V</i> _____	91
<i>MATERIALES Y MÉTODOS</i> _____	91

6.1	Localización y características del área de estudio _____	91
6.2.	Muestreo de Suelos _____	93
6.3.	Análisis de Suelos _____	94
<i>CAPÍTULO VII</i> _____		96
<i>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</i> _____		96
7.1.	Caracterización de los suelos estudiados _____	96
7.2	Propiedades físicas _____	102
7.3	Propiedades Químicas _____	104
7.4	Óxidos lábiles _____	108
7.5	Óxidos totales, ganancias y pérdidas _____	112
7.6	Mineralogía _____	112
7.7	Génesis de los suelos _____	118
7.8	Clasificación de los suelos _____	118
7.9	Análisis global _____	119
<i>CAPÍTULO VII</i> _____		133
8.1.	Conclusiones _____	133
<i>CAPITULO IX</i> _____		136
9.1	Literatura citada _____	136

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Los 10 elementos más abundantes en la corteza terrestre	18
Cuadro 2. Formas de aluminio presentes en la solución del suelo.....	23
Cuadro 3. Distribución de especies mononucleares en una solución 10^{-5} M de Al^{3+} a $25^{\circ}C$ (Baes y Mesmer, 1976).....	25
Cuadro 4. Ácidos alifáticos más comunes encontrados en los suelos (Sposito, 1989).....	37
Cuadro 5. Correlación entre el contenido de CO_2 en el aire edáfico, en la solución del suelo y el valor de ph (Yagodin, 1986).....	44
Cuadro 6. Características morfológicas de los suelos estudiados en la región de Acaxochitlán, Hidalgo, México.....	98
Cuadro 7. Propiedades físicas de los suelos estudiados en la región de Acaxochitlán, Hidalgo, México.....	105
Cuadro 8. Propiedades químicas de los suelos estudiados en la región de Acaxochitlán, Hidalgo, México.....	109
Cuadro 9. Óxidos lábiles de SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 y sus relaciones molares en los perfiles.....	111
Cuadro 10. Óxidos totales y pérdidas o ganancias por intemperismo del Perfil 1	114
Cuadro 11. Óxidos totales y pérdidas o ganancias por intemperismo del Perfil 2..	115
Cuadro 12. Óxidos totales y pérdidas o ganancias por intemperismo del Perfil 3	116
Cuadro 13. Óxidos totales y pérdidas o ganancias por intemperismo del Perfil 4.	117
Cuadro 14. Propiedades físicas y químicas del perfil tipo (Andosol háplico), Las Ventanas, Hidalgo	122
Cuadro 15. Extracción selectiva y relaciones molares	127

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Impacto del aluminio sobre el medio ambiente y el suelo (Huang, 1990).	30
Figura 2. Vista panorámica del Parque Nacional El Chico, deforestación, erosión y falta de conservación del suelo	31
Figura 3. Correlación entre la acidez de cambio y la acidez hidrolítica	51
Figura 4. Micrografía de MEB donde se observa material amorfo depositado sobre cristales pseudoeuédrales de caolinita que coexisten con cristales anédrales de halosita (x 4000) en horizonte Bt	56
Figura 5. Estructura prismática (horizonte B) presentes en suelos de carga variable del Municipio de Acaxochitlán, Hidalgo, México	57
Figura 6. Difractograma del horizonte Btw del perfil 4	113
Figura 7. Distribución de aluminio en el perfil. Alo, aluminio oxalato; Aldcb, aluminio ditionito-citrato-bicarbonato y Alp, aluminio pirofosfato.....	123
Figura 8. Diagrama de difracción de rayos X de una fracción fina menor que 2 μ m en el Andosol háplico, se indican las principales fases: cristobalita (C); halosita (H); hematita (E); caolinita (K); cuarzo (Q)	124
Figura 9. Espectros infrarrojos de las arcillas del perfil Andosol háplico	132

RESUMEN

En el presente trabajo se evaluó al aluminio como un indicador de la calidad ambiental en suelos de carga variable del estado de Hidalgo, México. Se seleccionaron dos áreas de estudio: el municipio de Acaxochitlán (20°10' latitud norte y 98° 12' longitud oeste) y el municipio de Mineral del Chico (20° 12' 11" de latitud norte y 98° 44' 52" de longitud oeste), ambos presentan suelos con minerales de carga variable. Éstos se localizan dentro de la provincia geológica de la Faja Volcánica Transmexicana. Se seleccionaron cuatro perfiles para el municipio de Acaxochitlán y un perfil tipo en Mineral del Chico, a través de un estudio previo de fotointerpretación y de recorridos de campo. Los métodos empleados para determinar las propiedades físicas y químicas de cada horizonte y/o capa se realizaron de acuerdo a la Soil Survey Laboratory Staff. Las variables analizadas fueron: densidad aparente (método del terrón y parafina), densidad real, espacio poroso, distribución del tamaño de partículas, pH en agua (1:2.5) y KCl (1:1), materia orgánica (MO), capacidad de intercambio catiónico (CIC) y bases intercambiables (extraídas con acetato de amonio 1N pH 7.0 y analizadas por espectrometría de emisión en plasma de inducción acoplada). Los óxidos totales se cuantificaron por fluorescencia de rayos x, con un espectrómetro secuencial de rayos x SIEMENS SRS 3000. Se determinaron los minerales secundarios presentes en la fracción fina menor que 2 μm , por difracción de rayos x (DRX) en un difractómetro de rayos x, Phillips modelo X Pert. Dentro de los resultados

obtenidos se encuentran: los estudios morfológicos para cada perfil (estructura, consistencia en húmedo, transición); sus propiedades físicas (color, densidad aparente, porosidad, textura y clase); propiedades químicas (pH, incremento de acidez, carbono, materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico, bases intercambiables y saturación de bases); relación entre los óxidos lábiles de SiO_2 , Al_2O_3 y Fe_2O_3 además de las pérdidas y ganancias resultantes, se aprecian diferencias entre perfiles por fenómenos de intemperismo, procesos pedogenéticos y geoquímicos; la mineralogía de los perfiles es dominada por caolinita. Los suelos se originan a partir de una intemperización agresiva a partir de rocas basálticas resultando en un incremento en la concentración de iones Al. Se determinó que los suelos estudiados corresponden a Acrisoles húmicos (perfiles 1, 2 y 3), Acrisoles háplicos (perfil 4); para Mineral del Chico es un Andosol háplico. Las condiciones ambientales que prevalecen en la zona de estudio promueven la liberación de cationes libres y la liberación de óxidos, principalmente de aluminio; al dominar las formas de Al activas. La cantidad de aluminio lábil presente en estos suelos puede considerarse moderadamente tóxicos para las especies vegetales. Esto indica que el aluminio en estas regiones puede ocasionar una desestabilización en las propiedades físicas (de agregados, velocidad de infiltración, retención de agua, entre otros) y químicas (disminución de la capacidad de intercambio catiónico, retención de aniones y cationes, entre otros) que influyen en la calidad del suelo. La abundancia de

materia orgánica en los suelos presentan un elevado poder complejante, principalmente de aluminio que se estabiliza en los perfiles por el predominio de los complejos humus-Al. Las distintas formas de Al presentes en los suelos estudiados se consideran biodisponibles para las plantas, por lo que es necesario continuar con el estudio de los mecanismos y las causas que determinan el potencial de liberación de Al, en las diferentes regiones del estado de Hidalgo en suelos de carga variable

ABSTRACT

The present work is an evaluation of the use of Aluminum as an environmental quality indicator in variable-charge soils of Hidalgo State, México, in which metal ions are present in different valence values. For this study, two localities with variable-valence metal ions soils were selected: the municipality of Acaxochitlán (20°10' N; 98°12' E); and, the municipality of Mineral del Chico (20°12'11" N; 98°44'52" E). The localities are part of the geologic province of the Trans-Mexican Volcanic Belt, Central México. One soil profile from Mineral del Chico, and four profiles from Acaxochitlán were selected based on previous studies using Photointerpretation and visual surveys in the field. Physical and chemical properties of each sample were determined according to the methods specified in the Soil Survey Laboratory Staff. The following variables were analyzed in duplicate samples: bulk density (bulk-paraffin method), real density, pore space, particle-size distribution, pH in water (1:2.5) and KCL (1:1), organic matter, cation-exchange capacity (CEC), and exchangeable bases (extracted in 1N ammonium acetate, pH 7.0, and analyzed using an induction-coupled plasma spectroscope). Total oxides were quantified by x-ray fluorescence with x-rays sequential spectrophotometer (Siemens SRS-3000). The quantity of secondary minerals (< 2 μm) was determined using x-ray diffraction (Phillips X-Pert). Results include: morphological studies of each soil profile (structure, humid consistency and transition); physical properties (color, bulk density, porosity, texture, and class); chemical properties (pH, acid increment, carbon,

organic matter, cation-exchange capacity, exchangeable bases, and base saturation); relationship between labile oxides (SiO_2 , Al_2O_3 , and Fe_2O_3) and final losses and gains; intemperism agents, pedogenetic and geochemical processes caused differences between profiles, profiles mineralogy were dominated by kaolinite. These soils were formed from high weathering of basaltic rocks obtaining an increase of Al ions concentration. Studied soils were classified as humic Acrisol (profiles 1, 2 y 3), haplic Acrisol (profile 4) and haplic Andosol (Mineral del Chico profile). Environment conditions in the study area favored the liberation of free cations and oxides, mainly Aluminum, due to Aluminum active forms that dominated. Labile Aluminum amount present in these soils can be considered as being moderately toxic to vegetation, which could destabilize physical (aggregates, infiltration velocity, water retention, etc.) and chemical properties (diminished cation-exchange capacity, retention of anions and cations, etc.), which influence soil quality. The abundance of organic matter in soils provides elevated complexity, mainly of Aluminum that stabilizes in the profile by the predominant of Al-humus complexes. Different Aluminum forms present in the soil are considered biologically available for plants. This finding emphasizes the necessity for continued studies of the mechanisms and the causes that determinate the potential of Aluminum liberation, particularly in the regions of Hidalgo that have variable-charge soils.

CAPITULO I

ANTECEDENTES

1.1. El suelo como base productiva y su problema ambiental.

El conocimiento de los recursos naturales constituye la base para su mejor explotación y aprovechamiento. En particular, el recurso suelo reviste gran importancia, ya que de él se derivan actividades humanas como la agricultura y la ganadería, el establecimiento de núcleos de población, zonas industriales y otras actividades. Por lo anterior, el estudio de los suelos involucra el conocimiento de su morfología; así como, de los factores y procesos que les dieron origen. En la actualidad, el suelo se considera como un recurso natural fundamental para la humanidad, resultando obvios su importancia y el estudio del conocimiento científico que se desarrolle en él, ya que se necesita conocer más sobre este recurso, porque directa o indirectamente la mayoría de los otros recursos derivan de éste (Bridges y Van Baren, 1997). Su extensión y calidad son factores determinantes para la productividad. En casos extremos de degradación de los suelos, la superficie disponible se ve reducida cuando las áreas para la producción van quedando inutilizadas para soportar la vida vegetal.

El suelo es un medio propicio para el crecimiento de las plantas y a su vez, es considerado como un cuerpo natural independiente donde existe un intercambio continuo de materia y energía al estar compuesto por sólidos

(minerales y materia orgánica), líquidos y gases que actúan en su superficie (Bockeim, *et al.*, 2005).

Soil Survey Staff (1999) define al suelo como "el término colectivo de cuerpos naturales, formados a partir de materiales minerales y orgánicos que cubren gran parte de la superficie terrestre, que contienen materia viva y que pueden soportar vegetación en forma natural, y en algunos lugares han sido transformados por la actividad humana".

La población humana emplea aproximadamente 8,700 millones de hectáreas (ha) de terrenos al rededor del mundo, cerca de 3,200 millones de ha son potencialmente laborables, de los cuales 1,500 ha se emplean para la producción de cultivos y las restantes hectáreas que ofrecen posibilidad de cultivo, junto con la mayor parte de los no cultivables están constituidas por praderas, bosque, selvas y huertos. En estudios mundiales recientes se estima que la degradación de los suelos se ha acelerado en los últimos 50 años, disminuyendo en un 16% la productividad de los terrenos agrícolas (Ortiz-Solorio *et al.*, 1994).

En México, concurren muchas causas naturales que condicionan o favorecen los procesos de degradación de la tierra. El verdadero problema reside en la actitud humana de empobrecer a los ecosistemas para convertirlos en área infértiles, erosionadas y contaminadas, entre otras causas, por el abuso e irresponsabilidad en el manejo de los recursos (Ortiz *et al.*, 1994).

La desertificación se refiere a las tierras que están perdiendo su capacidad para mantener los ciclos biológicos que sustentan la existencia de vegetación. Este fenómeno resulta de la interacción de factores físicos, económicos, culturales, institucionales e incluso normativos, que se expresan en una inadecuada aplicación de técnicas de producción y falta de aprovechamiento de la aptitud de los suelos.

El proceso de erosión y degradación de suelo es una de las principales amenazas para el desarrollo del estado de Hidalgo, al influir en los procesos productivos y socioeconómicos del medio rural. La erosión hídrica se ve favorecida por pendientes pronunciadas, altas intensidades de lluvias, deficiencia de cubierta vegetal o por prácticas productivas inadecuadas. En cuencas hidrográficas, los escurrimientos pueden causar azolves y avenidas o la contaminación de aguas limpias o de acuíferos, por lo que deberán constituirse como unidades básicas para llevar a cabo acciones preventivas. La erosión también ocurre, entre otras causas, cuando no existen barreras protectoras o no se realizan prácticas productivas preventivas, como sucede por ejemplo con la erosión eólica.

Existen otros procesos de degradación, como la salinización, en Hidalgo se estima que 1,300 ha presentan este problema y que anualmente se incorporan entre 60 y 80 ha (Acevedo, 2000), debido al manejo inadecuado del recurso hídrico, del uso y abuso de fertilizantes inorgánicos, presentándose principalmente en la región del Valle del Mezquital.

La acidificación de los suelos es otro de los procesos importantes de degradación, en los que es indispensable poner en práctica una serie de técnicas para mantener y de ser posible mejorar su fertilidad. La Dirección General de Agrología citada por Núñez (1985) concluyó que a nivel nacional se cuenta con 13'128,300 ha de suelos ácidos, lo que representa 6.69% del territorio nacional; sin embargo para 1999 se estimó que el 15% de los suelos del país se encuentra afectado por procesos de acidificación (SEMARNAP/INEGI, 1999), de donde resulta evidente que a nivel nacional en el transcurso de 14 años se presentó un incremento de acidez en un 8% aproximadamente. Hidalgo no queda fuera de este problema, se estima que el 14% de la superficie agrícola (140,000 ha aproximadamente) presentan este inconveniente (Acevedo, 2000), que puede incrementarse hasta 300,000 ha si se consideran las áreas forestales del estado.

La acidez de los suelos, es uno de los factores que restringen la producción de maíz y frijol (en Hidalgo hasta en un 50%) y no solamente impacta la producción sino que a través de la movilización del aluminio promueve la contaminación de suelos y acuíferos. Un incremento en la acidificación puede ocasionar que las plantas absorban metales tóxicos, como cadmio, y que se puedan bioacumular de forma peligrosa en los riñones de algunos animales que se alimentan de pastos, otros impactos son: la degradación de las arcillas, materia orgánica, pérdida de nutrientes y biota del suelo (Huang, 1990, 1986). En cuanto a los bosques, estos pierden vigor

debido a que con el incremento en la acidez de los suelos, el aluminio aumenta su biodisponibilidad y daña los pelillos absorbentes de las raíces, además provoca una disminución considerable de los microorganismos edáficos, útiles a los árboles (Camps-Arbestain *et al.*, 2003).

Uno de los mayores problemas ambientales hoy en día es la degradación de los suelos, la química ambiental es un área que apoya en el estudio de los mecanismos y las causas de los procesos de degradación, éste conocimiento permite mejorar los diagnósticos y conseguir una mayor precisión en las recomendaciones de la problemática del suelo (contaminación por metales, pérdida de la fertilidad del suelo, salinización, acidificación, degradación biológica, entre otros). La química ambiental aplicada al suelo, permite comprender los procesos edafogénicos, qué respuestas son esperados frente a ciertos manejos del suelo o cambio de vocación del suelo, las posibles causas de la degradación, las medidas de control y las técnicas de rehabilitación. Lo anterior sienta bases para un uso sustentable del territorio al preservar los suelos de la degradación.

1.2. El aluminio en la corteza terrestre.

El aluminio es el tercer elemento más abundante en la tierra (después del oxígeno y el silicio), que constituye un 8.1% de la corteza terrestre (Cuadro 1). Se encuentra principalmente en las arcillas y bajo ciertas condiciones, se convierte en un elemento tóxico para las plantas. Esto ocurre particularmente en suelos con pH menor a 5 (Zapata-Hernández, 2004). La

acidez por si misma no constituye un factor limitante para el desarrollo de las plantas (Alam, 1981; Cansen *et al*, 2002; Ramírez *et al.*, 1983), éstas sufren el efecto de la toxicidad del aluminio cuando la concentración de este catión, en la solución del suelo, es mayor de 1 o 2 ppm. El aluminio en la solución del suelo es generalmente menor de 1 ppm cuando el porcentaje de saturación con Al es menor del 60%.

Cuadro 1. Los 10 elementos más abundantes en la corteza terrestre.

ELEMENTO	ABUNDANCIA %	ABUNDANCIA (ppm)
Oxígeno	46.1	461,000
Silicio	28.2	282,000
Aluminio	8.23	82,300
Hierro	5.63	56,300
Calcio	4.15	41,500
Sodio	2.36	23,600
Magnesio	2.33	23,300
Potasio	2.09	20,900
Titanio	0.565	5,650
Hidrógeno	0.14	1,400

(Fuente: Birkeland, 1999)

En México, son poco los trabajos que reportan el estudio del aluminio en suelos; éste fue considerado durante mucho tiempo virtualmente inocuo para los seres humanos, sin embargo, su impacto sobre los sistemas biológicos ha sido objeto de mucha controversia en las últimas tres décadas, demostrando que puede producir efectos adversos en plantas, animales y seres humanos (Gensemer *et al.*, 1999).

El crecimiento de la población, las actividades agrícolas y la industrialización, propician la liberación del aluminio a partir de los minerales primarios a través de la acidificación del suelo, el cual tiende a aumentar con el tiempo. El proceso acelerado de acidificación que genera la actividad antropogénica en suelos forestales se ha considerado un tema de medio ambiente (Huang, 1990). Por otra parte, debe considerarse que debido a la acción del hombre, el Al puede existir en altas concentraciones en los alrededores de los sitios donde se desechan residuos de ciertas industrias, refinerías, fundiciones, canteras y minas. Se ha calculado que un 70% de las tierras cultivables tienen suficiente acidez como para ocasionar problemas de toxicidad originada por la solubilización de Al (Camps-Arbestain *et al.*, 2003).

1.3. Características del aluminio.

En estado puro, es un metal relativamente ligero (densidad del sólido $2,700 \text{ kg m}^{-3}$) de color blanco-plateado (reflectividad 71%) que a temperatura ambiente es sólido (punto de fusión 660.32° C), cristalizando en forma cúbica. Presenta una alta conductividad térmica ($235 \text{ W m}^{-1} \text{ K}^{-1}$) y una baja resistencia eléctrica ($2.65 \text{ m}\Omega \text{ cm}$). Todas estas características, junto con su elevada resistencia a la corrosión, hacen que sea uno de los elementos con más usos actualmente.

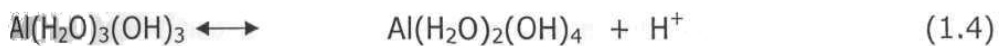
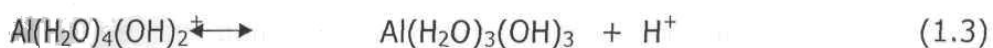
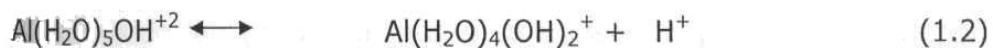
El aluminio pertenece al grupo 13 periodo 3 de la tabla periódica, es un elemento anfótero con una configuración electrónica de $1s^2 2s^2 2p^6 3s^2 3p^1$. Se encuentra en la naturaleza distribuido en tres grandes grupos: biomasa viva, en solución y en partículas sólidas inertes. En su mayor proporción se

encuentra inmovilizado en el suelo en forma de silicatos de aluminio que no pueden ser absorbidos por las plantas. No obstante, si las condiciones cambian este elemento puede llegar a solubilizarse y ser incorporado a los ciclos bioquímicos.

El aluminio se obtiene principalmente de la bauxita, un mineral muy abundante, que fue descubierto en Le Baux, Francia, en el siglo XIX. El aluminio es liviano, fuerte en aleación con otros metales, maleable y muy dúctil, tanto que puede ser estirado hasta su transformación en alambre o ser extendido hasta constituir una lámina extraordinariamente delgada. Tiene una elevada conductividad eléctrica (conduce la misma cantidad de corriente eléctrica que el cobre con la mitad del peso) lo que lo hace apto para la fabricación de conductores para líneas de baja, mediana y alta tensión (Nesse et al., 2003).

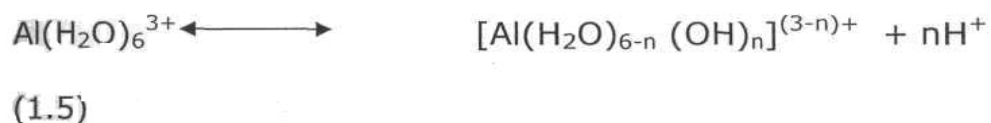
Es resistente a la corrosión atmosférica y química debido a que forma rápidamente una capa fina, densa, dura y translúcida de su óxido que impide el ataque posterior por el oxígeno. Como óxido de aluminio es soluble en ácidos minerales y álcalis fuertes, pero insoluble en agua, mientras que el cloruro, el nitrato y el sulfato de aluminio son solubles en agua. Los halogenuros, los hidruros y los alquilos más cortos de aluminio reaccionan violentamente con el agua.

El Al^{3+} es un catión con grado de hidrólisis moderada que perturba el equilibrio de disociación del agua y produce un aumento en la concentración de H^+ , quedando la solución acida y sus reacciones de hidrólisis son las siguientes:



El hidróxido de aluminio $\text{Al}(\text{OH})_3$ formado en la reacción de hidrólisis (1.3), puede reaccionar con H^+ o OH^- ; mostrando sus características anfotéricas.

En condiciones de pH ácido, este complejo acuoso permanece intacto, ya que la actividad de los H^+ es alta. Con otros cationes metálicos, los iones Al^{3+} solvatados pueden hidrolizarse según la reacción simplificada:



1.4. El Aluminio en el suelo.

El aluminio se libera al ambiente a través de procesos naturales como de fuentes antropogénicas. Los procesos naturales superan con mucho la contribución antropogénica directa al medio ambiente. El aluminio movilizado

por el hombre se forma en su mayoría de forma indirecta como resultado de la emisión de sustancias acidificantes.

El aluminio es un metal inocuo en el medio ambiente, donde se encuentra en forma de silicatos, óxidos e hidróxidos, combinado con otros elementos como el sodio y el flúor, formando complejos con materia orgánica. No se encuentra como metal libre debido a su reactividad. Sólo tiene un estado de oxidación (+3), por lo que su transporte y distribución dependen tan sólo de su química de coordinación (hexacoordinable) y de las características físico-químicas del sistema ambiental concreto.

Su presencia en el suelo se debe a los tectosilicatos (ortoclasa, microclima, plagioclasa); filosilicatos (micas, vermiculitas, esmécticas, cloritas, caolinitas, haloisitas); hidróxidos (gibbsita); aluminosilicatos de rango corto (alófano, imogolita) y minerales accesorios (Huang, 1986). El aluminio, es liberado desde los minerales a la solución del suelo y al agua a través del movimiento de protones el cual se origina a partir de los siguientes procesos:

- Respiración de las raíces.
- Metabolismo microbiano.
- Descomposición de residuos de plantas y animales.
- Oxidación de la pirita.
- Aplicación de fertilizantes que generan acidez.
- Deposición de lluvia acida

El aluminio se encuentra de varias formas en la solución del suelo, presentándose como microcristales, precipitados amorfos o como complejos orgánicos e inorgánicos; también es considerado no tóxico o menos tóxico como Al monomérico inorgánico (Al^{3+} , AlOH^{2+} y Al(OH)_2^+) o formas poliméricas inorgánicas, $\text{AlO}_4\text{Al}_{12}(\text{OH})_{24}(\text{H}_2\text{O})_{24}^{7+}$ (conocido como Al_{13}). El aluminio en la solución del suelo es identificado como un factor responsable para el pobre desarrollo en suelos ácidos (Kamprath, 1970).

1.5. Óxidos de aluminio.

La estructura de éstos se clasifica de acuerdo con sus características de deshidratación como: gibbsite, $\gamma\text{-Al(OH)}_3$, diaspora $\sigma\text{-AlO(OH)}$, nortrandita Al(OH)_3 y alúmina $\sigma\text{-Al}_2\text{O}_3$.

Cuadro 2. Formas de aluminio presentes en la solución del suelo.

Formas	Ejemplos
Microcristales	Caolinita $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ Gibbsite Al(OH)_3
Precipitados amorfos	Al_2SiO_5 Al(OH)_3 AlPO_4
Polímeros inorgánicos	$\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$ $\text{Al}_3(\text{OH})_4^{5+}$ $\text{AlO}_4\text{Al}_{12}(\text{OH})_{24}(\text{H}_2\text{O})_{24}^{7+}$
Complejos orgánicos	Al citrato, Al oxalato Al fulvato, Al humato
Complejos inorgánicos	AlF^{2+} , AlF_2^+ , AlSO_4^+
Monómeros inorgánicos	Al^{3+} , AlOH^{2+} , Al(OH)_2^+

Fuente: Asher *et al.*, 1992.

Estos óxidos e hidróxidos de aluminio juegan un papel significativo en la química ambiental de los iones metálicos y los compuestos orgánicos asociados al suelo. En solución acuosa, llevan una carga superficial negativa, que puede ser equilibrada con la absorción de un catión, de hidrocarburos aromáticos o complejos orgánicos del suelo como el ácido fúlvico.

1.6. Aluminio en solución acuosa.

Durante varios años se ha estudiado el aluminio en las soluciones acuosas; sin embargo, su aplicación en el suelo es limitada, por la compleja composición de la solución de éste. Algunos estudios de solución tienden a usar muy altas concentraciones de aluminio (mayores a 1000 μM), algunos autores indican que el aluminio soluble total varía en el suelo entre 10 y 350 μM . Niveles mayores de 1000 μM se presentan únicamente en circunstancias excepcionales como en suelos ácidos sulfatados. El ion acuoso Al^{3+} es de los iones trivalentes más encontrados en la naturaleza y en los sistemas biológicos. Su radio iónico de 0.51 Å es considerablemente más pequeño que otros iones metálicos encontrados comúnmente. Cuando el pH del medio baja de 5, el aluminio actúa como catión Al^{3+} , o correctamente $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$, ya que a causa de su radio iónico y de su carga, el Al^{3+} solvata moléculas de agua fuertemente, formando un octaedro. Como el agua es un dipolo, los hidrógenos (cargados positivamente) se orientan hacia fuera y los oxígenos (cargados negativamente) se orientan hacia el aluminio (Aguirre, 2001).

La pérdida del protón del agua es facilitada por la carga positiva del catión metálico. Cuando el pH del medio se eleva por encima de 5, el aluminio hidroliza (protoniza) moléculas de agua adyacentes. El grado de hidrólisis se incrementa a la vez que se incrementa el pH resultado en una serie de complejos de Al-OH. Por lo tanto, el pH del medio es el que determina la solubilidad o insolubilidad del aluminio y las distintas especies iónicas predominantes.

La pérdida de H^+ a su vez, permite al grupo OH^- acercarse más al aluminio que las moléculas de agua adyacentes. El aluminio presenta una mayor afinidad al OH^- que al oxígeno del agua. En soluciones diluidas cuando más tiempo transcurre existe la posibilidad de que dos moléculas de aluminio se encuentren y de que se formen dímeros que son el comienzo de las subsiguientes reacciones de polimerización y precipitación (Cuadro 3).

Cuadro 3. Distribución de especies mononucleares en una solución 10^{-5} M de Al^{3+} a 25°C (Aguirre, 2001; Zapata, 2004).

pH	Especies de aluminio	% aproximado
3	$\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$	95
	$\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_5(\text{OH})^{2+}$	5
6.5	$\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_3(\text{OH})_3$	75
	$\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_4(\text{OH})_2^+$	15
	$\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_2(\text{OH})_4^-$	10
7	$\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_3(\text{OH})_3$	70
	$\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_4(\text{OH})_2^+$	5
	$\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_2(\text{OH})_4^-$	25
10	$\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_2(\text{OH})_4^-$	100

A menudo se considera que las especies de aluminio en medio ácido son del tipo Al^{3+} o $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ y $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ basándose en un modelo de monómeros simples. Sin embargo, los iones de aluminio tienden a polimerizar a medida que se disocian.

Bajo ciertas condiciones, el aluminio en el suelo puede ser un elemento que contamine, definiéndose como "suelo contaminado" aquél que ha superado su capacidad de amortiguación para una o varias sustancias y, como consecuencia, pasa de actuar como un sistema protector a ser fuente de contaminación para el agua, la atmósfera y los organismos. Al mismo tiempo, se modifican sus equilibrios biogeoquímicos y aparecen cantidades anómalas

de determinados componentes que causan cambios en sus propiedades físicas, químicas y/o biológicas. Estas situaciones pueden producirse por causas naturales o estar provocadas por acciones antrópicas, directas o indirectas, lo que conduciría a hablar de "contaminación natural o endógena" y "contaminación antrópica o exógena"(Porta *et al.*, 1999).

Un ejemplo de contaminación endógena es el conocido proceso de concentración y toxicidad que muestran determinados elementos metálicos, presentes en los minerales originales de algunas rocas. A medida que el suelo evoluciona, se produce el paso de estos elementos desde los minerales primarios (desde formas no asimilables), a especies de mayor actividad e influencia sobre los organismos y el entorno. De esta forma, la presencia de una fuerte toxicidad para muchas plantas sólo se manifiesta a partir de un cierto grado de evolución edáfica y, para el aluminio, es máxima en condiciones tropicales húmedas. De acuerdo con la definición expuesta anteriormente, dado que estos suelos se vuelven nocivos para el entorno hídrico y biótico a medida que se desarrollan, podrían considerarse como suelos contaminados a partir de la fase de evolución en que comienzan a afectara otros sistemas.

Otro ejemplo de aparición natural de concentración de una forma tóxica se produce en la evolución acidificante de los suelos por la acción conjunta de la hidrólisis, lavado de cationes, PCO_2 y ácidos orgánicos, que progresivamente, conducen a una mayor concentración de Al disuelto y a un

predominio de especies nocivas como el Al^{+3} o las formas Al-OH escasamente polimerizadas (Zapata, 2004).

El aluminio del suelo tiene un importante efecto en su formación (McKeague *et al.*, 1986), agregación (Emerson *et al.*, 1986), acidificación (Thomas y Hargrove, 1984), transformación de nutrientes y agente contaminador (Huang, 1986). También para el cambio del carbono orgánico (Martin y Haider, 1986), el balance ecológico y en la salud humana (Jackson y Huang, 1983). El impacto que tiene la química del aluminio en el suelo y en las ciencias ambientales se presenta en la Figura 1.

La asociación de polímeros órgano-aluminio, a través de la interacción de sustancias orgánicas con la liberación del aluminio a partir de los minerales del suelo, puede modificar la actividad química de especies de aluminio y estas subsecuentemente provocar efectos físicos, químicos y biológicos en el suelo y los asociados con el medio ambiente. A través del entendimiento de la química del aluminio en el suelo, es posible establecer estrategias de manejo adecuadas que permita mejorar la fertilidad de este medio y así disminuir su impacto sobre el medio ambiente.

El impacto más importante producido por la acidificación del suelo es la lixiviación de compuestos ácidos del suelo a las aguas superficiales y subterráneas. El agua que drena de los suelos acidificados contiene elevadas concentraciones de aluminio. Este elemento produce importantes impactos negativos sobre las aguas superficiales (deterioro de la vida acuática) y subterráneas (contaminación de acuíferos). Otro impacto muy significativo es

la reducción de la capacidad filtrante amortiguadora de los suelos, dejando a las aguas superficiales y subterráneas a merced de los agentes nocivos externos (Gensemer y Playle, 1999).

En los suelos agrícolas implica una reducción de la fertilidad debido a que se producen fenómenos de degradación de la materia orgánica y de pérdida de nutrientes. En los suelos no agrícolas, la acidificación da lugar a la disminución de vitalidad de las plantas produciendo la pérdida y deterioro de hojas y en último caso la muerte de las especies vegetales. Por último, favoreciendo una pérdida de la diversidad de especies vegetales acompañada de cambios en los organismos del suelo y la proliferación de especies acidófilas (Jansen *et al.*, 2002).

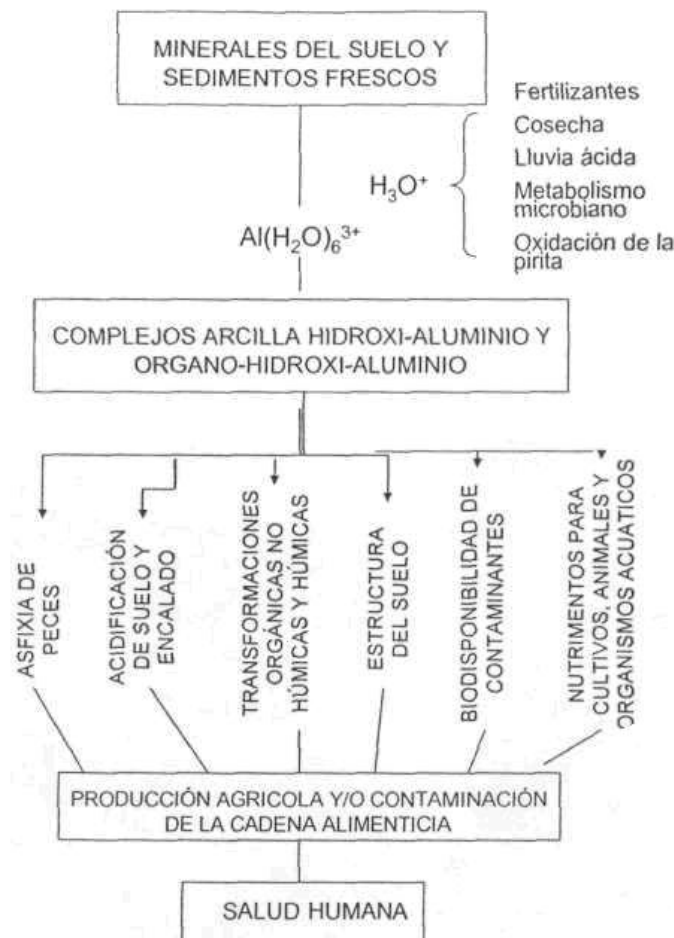


Figura 1. Impacto del aluminio sobre el medio ambiente y el suelo (Huang, 1990).

Entre los factores que han desarrollado y acelerado el proceso de la acidificación se encuentran: la erosión hídrica, la quema, la falta de conservación del suelo, el uso de fertilizantes nitrogenados de efecto residual alto y la extracción de nutrientes por las cosechas (Figura 2). Suelos con estas características registran valores muy bajos de nitrógeno orgánico y fósforo intercambiable por su extrema pobreza en materia orgánica. También registran una baja en capacidad de intercambio catiónico, lo cual reduce la eficiencia de los fertilizantes químicos que son fácilmente lixiviados por las

lluvias obligando al productor a utilizar dosis altas de fertilizantes nitrogenados para obtener una respuesta satisfactoria a la práctica de la fertilización.



Figura 2. Vista panorámica del Parque Nacional El Chico, deforestación, erosión y falta de conservación del suelo.

1.7. Naturaleza de la acidez de los suelos.

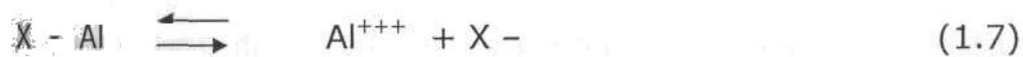
En la mayoría de los suelos minerales, gran parte de la acidez reside en la fracción de arcilla. Sin embargo, existen algunos suelos que casi enteramente se componen de arena y humus, donde la acidez se debe, sobre todo, a la humificación de la materia orgánica. Así mismo, hay un número muy escaso de suelos que contienen una cantidad suficiente de sulfuras - generalmente de hierro- que mediante oxidación pueden dar lugar a una porción apreciable de ácido sulfúrico. También se hallan presentes en

cantidades mínimas, otros ácidos inorgánicos variando sus proporciones según la época del año.

Las cargas negativas de los minerales arcillosos se originan, inicialmente, por la sustitución isomórfica en su estructura cristalina y por la disolución del hidrógeno desde los ángulos de los cristales. Mientras las cargas negativas de la arcilla estén ampliamente asociadas a iones básicos, el suelo exhibirá escasa acidez pero en cuanto los iones básicos se pierdan por lixiviación, o por la utilización de plantas y sean sustituidos por protones, aumentará entonces la acidez del suelo.

Además del hidrógeno absorbido, la acidez de cambio en los suelos minerales muy ácidos está relacionada con la presencia del aluminio en el complejo absorbente, el cual pasa a la solución del suelo mediante el fenómeno de hidrólisis.

La reacción 1.7 indica que el Al^{3+} intercambiable puede pasar a la solución del suelo; las reacciones 1.2, 1.3, 1.4 y 1.5 muestran como el Al^{3+} en solución forma primero iones hidroaluminio y por último $\text{Al}(\text{OH})_3$ originando en total 3H^+ por cada Al^{3+} presente.



X = Cualquier aluminosilicato

El Al^{3+} absorbido está en equilibrio con los iones aluminio presentes en la solución del suelo; estos últimos debido a su tendencia a la hidrólisis (y sus protones asociados) constituyendo la acidez del suelo.

La acidez de cambio adquiere cierta importancia cuando se aplican grandes cantidades de fertilizantes industriales ácidos, tales como el KCl, $AlCl_3$, $(NH_4)_2SO_4$, entre otros. La continua aplicación de fertilizantes puede provocar un aumento considerable en la acidez de cambio del suelo, lo cual influye en el desarrollo y crecimiento normal de los cultivos. Por lo tanto, al aplicar abonos comerciales, es necesario considerar la acidez de cambio presente en el suelo, y rotar anualmente los fertilizantes ácidos con los alcalinos y neutros.

De forma general se pueden enumerar cuatro procesos que contribuyen a la acidificación del suelo:

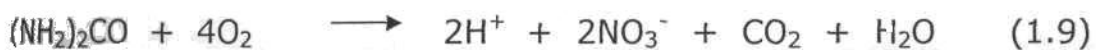
1. Procesos naturales, tales como la disociación de ácidos orgánicos y carbónicos
2. La lixiviación de bases por efecto del agua de lluvia
3. Uso indebido de fertilizantes nitrogenados
4. Reforestación con coníferas

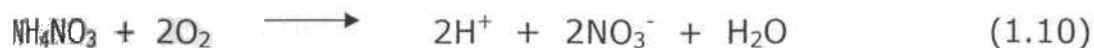
La principal fuente de H^+ en la mayoría de los suelos de pH menor a 5.5 es la reacción de Al con el agua, como se muestra en la ecuación 1.1. Esta reacción libera H^+ que acidifica y a su vez incrementa la cantidad de Al^{+3} listo para reaccionar nuevamente. Cuando el pH es mayor a 5.5 el Al^{+3} se precipita como $Al(OH)_3$ eliminando la acción tóxica de este metal y la principal fuente de H^+ .

1.8. Procesos de acidificación por fertilizantes.

Al momento de decidir que fuente de fertilizante conviene utilizar es necesario considerar, entre otras cosas, las características del suelo y las reacciones y transformaciones de los productos. Algunas fuentes de fertilizantes nitrogenados como las amoniacales generan un residuo que provoca cierta acidez. Normalmente la capacidad amortiguadora de los suelos arcillosos hace que la acidez inducida por estas tres fuentes sea menor, particularmente en el caso del sulfato de amonio.

Durante el proceso de nitrificación, en la transformación del NH_4^+ del fertilizante a NO_3^- , se liberan H^+ que pueden producir acidez en el suelo. El grado de acidez que induce depende de la fuente de nitrógeno que se utiliza. Entre los fertilizantes nitrogenados de uso mas frecuente se encuentran la urea, el nitrato de amonio y el sulfato de amonio. Durante su transformación en el suelo, la reacción da como resultado la producción de igual cantidad de N con las tres fuentes, pero los protones liberados son mayores para el sulfato de amonio. Así, tenemos que por cada mol de sulfato de amonio se liberan 4 moles de H^+ , mientras que cada mol de urea y nitrato de amonio produce sólo 2 moles de H^+ . Por lo tanto, si a un suelo se le agrega una cantidad determinada de N/ha con cada una de estas tres fuentes, la acidez inducida por la nitrificación del producto debería seguir el siguiente orden: sulfato de amonio > urea > nitrato de amonio.





Las raíces de las plantas absorben del suelo los nutrimentos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , NH_4^+) (H_2PO_4^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , etc.) útiles mediante una transferencia de H^+ , OH^- y HCO_3^- desde la raíz hacia la solución del suelo. Lo anterior se realiza para mantener el balance de cargas eléctricas en el citoplasma.

La fertilización nitrogenada es una de las formas que mas influye en el pH de la rizósfera, cuando la planta absorbe el catión NH_4^+ el pH del suelo baja y cuando toma el anión NO_3^- , el pH tiende a incrementarse. Lo cual implica que la acidificación de los suelos por los cultivos, depende de la forma como las raíces absorban el nitrógeno (Zapata, 2004; Camps-Arbestain *et al.*, 2003).

La acidificación también es atribuible a la respiración de los microorganismos y de las raíces; los procesos metabólicos generan CO_2 y ácidos orgánicos solubles acidificantes, los cuales se comportan como ácidos libres en el suelo. Por el efecto de la hidrólisis del CO_2 a la presión que se alcanza en el suelo, el pH puede llegar a ser menor o cercano a 5.0.

Los exudados liberados por los microorganismos y las raíces son importantes en la acidez del suelo y en el reciclaje de elementos menores (Fe, Cu, Mn, Zn). Los ácidos orgánicos de cadena corta son los exudados más comunes producidos por las raíces en el suelo, como una de las actividades de la rizósfera. El grupo ácido de estos compuestos puede ceder fácilmente su protón en el rango del pH del suelo. El H^+ disociado ataca a los minerales y

promueve su descomposición y el grupo COO^- , base Lewis, forma complejos solubles con los cationes metálicos liberados del mineral, ácido de Lewis. Este tipo de reacción con los minerales hace muy eficiente el proceso de disolución. La concentración total en la solución del suelo de los ácidos orgánicos está entre 0.01 y 5 mmol l^{-1} . Estos ácidos tienen una vida corta en el suelo, quizás de horas, pero son producidos continuamente durante el ciclo de vida de los microorganismos y actividad de las raíces (Stevenson, 1982).

En el Cuadro 4, se presentan los ácidos orgánicos más comunes encontrados en el suelo. El ácido fórmico, es un ácido monocarboxílico producido por bacterias y se encuentra en los exudados de raíces de maíz. El ácido acético, es producido por bacterias, especialmente bajo condiciones anaeróbicas, se ha encontrado en exudados de gramíneas y herbáceas. Los ácidos fórmico y acético se encuentran en un rango de concentración de 2 a 5 mmol l^{-1} . Los ácidos oxálico y tartárico son dicarboxílicos exudados por raíces de cereales, su concentración en el suelo esta entre 0.05 y 1.0 mmol l^{-1} . El ácido cítrico es un ácido tricarboxílico y es producido por hongos y exudados por raíces de algunas plantas; su concentración en el suelo es de menos de 0.05 mmol l^{-1} . Además de estos ácidos alifáticos, en el suelo se encuentran otros ácidos aromáticos que pueden estar formando una gran variedad de arreglos químicos. La concentración de estos ácidos aromáticos está entre 0.05 y 0.3 mmol/l .

Cuadro 4. Ácidos alifáticos más comunes encontrados en los suelos (Sposito, 1989).

Nombre del ácido	Fórmula	pH _{dis}
Fórmico	HCO ₂ H	3.8
Acético	CH ₃ CO ₂ H	4.8
Oxálico	HO ₂ CCO ₂ H	1.3
Tartárico	HO ₂ C(CHOH) ₂ CO ₂ H	3.0
Cítrico	HO ₂ CCH ₂ C(OH)(CO ₂ H)CH ₂ CO ₂ H	3.1

1.9. Acidificación por descomposición de restos orgánicos.

La materia orgánica tiene un efecto acidificante en el suelo, en el horizonte A por su mayor contenido en materia orgánica, es más ácido que el horizonte B. La descomposición de la materia orgánica implica una oxidación del carbono de los restos orgánicos que llegan a éste, por organismos que emplean la energía almacenada en los enlaces de estas sustancias.

Inicialmente los restos sufren un fraccionamiento que facilita el ataque microbial y la descomposición ocurre mientras exista condiciones de humedad, aireación y temperatura adecuadas. Este proceso inicial de aprovechamiento como sustrato de los restos orgánicos se denomina mineralización, durante este proceso se forma una gran cantidad de sustancias no húmicas, componentes de los restos orgánicos como carbohidratos, aminoácidos, grasas, ligninas, taninos, etc. Lo característico de este proceso inicial es que acidifica el medio durante el tiempo que sucede

esta descomposición. En un proceso posterior de humificación se forman sustancias más estables con un número de grupos ácidos orgánicos que acidifican el suelo en menor intensidad (Aguirre, 2001).

La adición de materia orgánica al suelo puede resultar en un incremento o disminución del pH, dependiendo de la influencia que tenga esta adición en el balance de protones de la capacidad neutralizante de acidez total. Cuando se adiciona materia orgánica a los suelos ácidos produce, en general, un aumento del pH. Los procesos que ocurren responsables de este aumento son: descomplejación de cationes metálicos, mineralización del nitrógeno orgánico, descarboxilación de ácidos orgánicos.

1.10. Efecto del aluminio en las Plantas.

Existen dos formas principales en las que el Al biodisponible (Al^{3+}) pueda influir negativamente sobre el crecimiento de la planta: inhibición de la absorción de la planta por los nutrimentos esenciales calcio (Ca) y magnesio (Mg), ser tóxico a las raíces de las plantas, inhibición de la división celular en raíces, y acumulación en tejidos vegetales.

El Ca y Mg son necesarios para el crecimiento de las plantas, y las raíces de las plantas acumulan las formas iónicas de estos nutrimentos (Ca^{2+} y Mg^{2+}) a través de transportadores de iones en las células de la raíz. El Al^{3+} puede competir con estos iones para la absorción, provocando deficiencias de Ca y/o Mg en las plantas. Estas deficiencias no se presentan si las concentraciones de Al^{3+} fueran menores. El Al^{3+} puede causar deficiencias de

Ca y/o Mg al aumentar la cantidad de Ca^{2+} y Mg^{2+} lixiviados de los suelos. Cuando el Al se disuelve en un pH bajo, el suelo tiene una capacidad menor de retener Ca^{2+} y Mg^{2+} (el suelo tiene una capacidad menor de intercambio catiónico o CIC), de manera que los iones de estos nutrimentos tienen una mayor tendencia a lixiviarse del suelo. Cuando las concentraciones de Al^{3+} en el agua del suelo aumentan como resultado de condiciones de pH bajo, el Al^{3+} competirá con el Ca^{2+} y el Mg^{2+} por sitios de unión, resultando en una mayor lixiviación de estos iones del suelo. La magnitud del problema del Al en los suelos a menudo se expresa como la proporción de Ca^{2+} a Al^{3+} o Mg^{2+} a Al^{3+} en la solución del suelo, estas proporciones predicen el riesgo de deficiencia de Ca o Mg inducida por Al que sólo la concentración de Al^{3+} (Aguirre, 2001; Castellanos *et al.*, 2000).

La forma biodisponible de Al también puede ser tóxica para las raíces de las plantas. El mecanismo a través del cual esto ocurre todavía no se comprende bien, pero parece que el mayor daño ocurre en las células meristemáticas apicales de las raíces. El Al^{3+} reduce tanto la división celular de la raíz como su crecimiento, lo que resulta en raíces cortas y gruesas. Esto a su vez reduce la capacidad de las raíces para suministrar agua y los nutrimentos necesarios a la planta. La inhibición de la división celular puede deberse a la formación de un enlace estable, entre el Al y el ADN, lo cual ha sido corroborado al demostrar la presencia del Al^{3+} en el núcleo de las células, tras un corto tratamiento con el metal. La acumulación de Al es especialmente alta en los núcleos de las células de las puntas de crecimiento radicular que

son dañadas y sirven como sensores del impacto estresante del medio ambiente (Aguirre, 2001)

Cuando el sistema radicular de la planta es inhibido, las deficiencias de fósforo pueden ser más pronunciadas. El Al^{3+} puede afectar la asimilación de fósforo directamente a través de la precipitación del o-fosfato de aluminio, en la superficie de las raíces y/o en el espacio libre aparente, aunque la formación de complejos puede interferir con, o aún estimular, la asimilación del fósforo. Esta deficiencia de fosfatos por la planta no puede corregirse añadiéndole al suelo fósforo.

1.11. Síntomas de toxicidad y mecanismos de tolerancia.

El efecto de la toxicidad del aluminio se observa principalmente en el sistema radical, causando una reducción del crecimiento y la muerte de los puntos de crecimiento a concentraciones altas de aluminio en la solución del suelo. Las raíces laterales son las más sensibles al daño que las raíces principales, aunque todas las raíces se dañan cuando se incrementan los niveles. Como resultado de esto, el sistema radical se hace muy ineficiente en la absorción de agua y nutrimentos.

El efecto de la toxicidad del aluminio en la elongación y muerte de los puntos de crecimiento de la raíz es rápido, puede ocurrir en horas. Este efecto en la raíz ha servido de base para los estudios de selección de cultivos tolerantes y en los programas de selección genética.

Los síntomas de toxicidad en la parte aérea de las plantas son diversos y algunas veces no son fácilmente reconocibles. Esto es debido a que el aluminio interfiere en la absorción, transporte y uso de elementos esenciales tales como fósforo, potasio, calcio, magnesio y hierro.

La exclusión de aluminio de la planta puede operar de varias formas. El pH de la zona radical (rizósfera) se incrementa y causa un decrecimiento de la solubilidad del aluminio. Este proceso involucra que la planta absorba más aniones que cationes y libere hidroxilos y bicarbonatos. Este proceso se ha visto que lo utilizan algunas variedades de trigo. Las especies más tolerantes tenían una mayor capacidad de absorber nitratos que amonio. La capacidad de intercambio catiónico radical se ha sugerido como un mecanismo asociado a la tolerancia al aluminio, ya que reduce la difusión del Al^{+3} e igualmente, reduce la severidad de los efectos del aluminio en la expansión de la pared celular causando una reducción de los radicales carboxílicos libres en la pared celular, en los cuales se podría unir el Al^{+3} . Se ha sugerido alguna resistencia del plasmolema al daño por aluminio. Esto podría reducir la difusión del aluminio al citoplasma.

Se piensa que los cambios morfológicos son un mecanismo de tolerancia al aluminio. Se ha observado que se produce un mucílago alrededor de la raíz para protegerla, presentándose cambios morfológicos a diferentes niveles de aluminio (Camps-Arbestain *et al.*, 2003).

Una vez que el aluminio ha penetrado en los tejidos de la planta, empiezan a operar otros mecanismos. En ciertas especies maderables el aluminio citoplasmático es complejado por moléculas orgánicas y no afecta el metabolismo celular. Una vez inactivado, puede permanecer en el citoplasma o ser depositado en vasos de xilema viejos o en las paredes celulares. La desintoxicación de aluminio por plantas de té, una de las plantas que más acumula este elemento, utiliza este mecanismo. La distribución desigual del aluminio en los tejidos de las raíces y la parte aérea, como otro posible mecanismo de tolerancia, se ha reportado en tomate y en maíz. La capacidad de las plantas de tolerar bajas concentraciones internas de calcio, fósforo y hierro se ha sugerido como la base para tolerar el aluminio (Geoghegan y Sprent, 1996; Camps-Arbestain *et al.*, 2003; Jansen *et al.*, 2002).

CAPÍTULO II

2.1 Acidez del suelo

Las reacciones de acidez que presenta el suelo ejercen gran influencia en el desarrollo de las plantas y microorganismos y en la velocidad y tendencia de los procesos químicos y bioquímicos que transcurren en este medio. La acumulación de sustancias nutritivas por las plantas, la actividad de los microorganismos de suelo, la mineralización de las sustancias orgánicas, la disgregación de los minerales del suelo y la disolución de compuestos difícilmente solubles así como la coagulación y peptización de los coloides y muchos otros procesos físico-químicos dependen en alto grado de este fenómeno.

Varios cultivos agrícolas y microorganismos edáficos útiles reaccionan negativamente a la elevada acidez. Se distinguen los siguientes tipos de acidez edáfica: actual o activa y potencial (reservada), esta última se divide, a su vez en acidez de cambio e hidrolítica.

2.2. Acidez actual

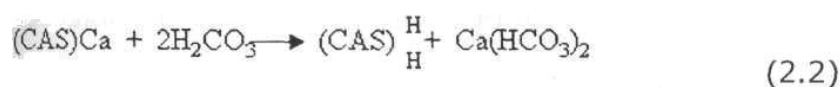
En el suelo se forma permanentemente CO_2 que al reaccionar con el agua, en la humedad del suelo, forma H_2CO_3 el cual se disocia en iones H^+ y HCO_3^- . Como resultado aumenta la concentración de iones hidrógeno en la solución y ésta se acidifica. El contenido de CO_2 en el aire edáfico y en la solución del suelo y el valor de pH de la solución se encuentran en las siguientes correlaciones (Cuadro 5):

Cuadro 5. Correlación entre el contenido de CO₂ en el aire edáfico, en la solución del suelo y el valor de pH (Yagodin *et al.*, 1986).

Contenido de CO ₂ en el aire (%v/v)	0.03	0.3	1.0	3.0	10.0	100
Contenido de CO ₂ en la solución (mg l ⁻¹)	0.5	5.4	17.9	54.0	178.7	1787
pH de la solución	5.7	5.2	4.9	4.7	4.5	3.9

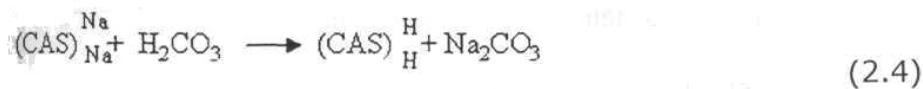
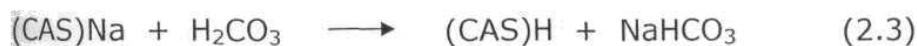
Por eso, cuanto más alta sea la concentración de CO₂ en el aire edáfico, tanto más reaccionará con la humedad del suelo y tanto más fuertemente se acidificará la solución.

No obstante, el ácido carbónico formado en la solución del suelo se neutraliza por las bases adsorbidas (Ca, Mg y Na), y también por los carbonatos de calcio y magnesio. Mediante la reacción del dióxido carbónico con el carbonato de calcio o con el complejo adsorbente saturado de calcio, se forma sal soluble de bicarbonato de calcio:

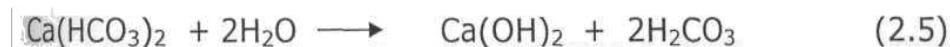


CAS = complejo adsorbente del suelo

Si el suelo contiene sodio adsorbido, entonces en la solución puede formarse bicarbonato o carbonato de sodio:



El carbonato calcico y el carbonato sódico en la solución se someten a la desintegración hidrolítica y se forma ácido carbónico muy débil y bases fuertes:



En la solución aumenta la concentración de iones hidroxilo y tiene lugar su alcalinización. Más que todo alcaliniza la solución carbonato sódico, después el bicarbonato de sodio y luego los bicarbonatos calcico y magnésico. Por eso en los suelos que contienen sodio adsorbido, en la solución se forman sales de carbonato sódico y la solución del suelo se pone alcalina. Cuando en el suelo se encuentran los carbonatos calcico y magnésico y entre los cationes adsorbidos predomina el calcio, entonces en la solución del suelo se forma, principalmente, bicarbonato calcico, el cual alcaliniza estos suelos más débilmente y la reacción que presenta su solución es ligeramente alcalina o neutra (pH 7-8).

En aquellos suelos donde entre los cationes adsorbidos juntamente con el calcio y el magnesio se encuentran iones de hidrógeno, la reacción que

presenta la solución del suelo se define por el contenido en ella de ácido carbónico y bicarbonato cálcico al mismo tiempo, así como de ácidos orgánicos solubles y sus sales. La reacción de la solución de estos suelos depende de la composición de los cationes adsorbidos y oscila entre los límites de pH 5-7. Cuantos menos cationes de calcio y más cationes de hidrógeno tenga el complejo adsorbente, tanto menos bicarbonato de calcio y más H_2CO_3 libre tendrán la solución del suelo y tanto más bajo será el pH.

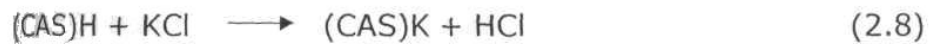
En los suelos ácidos y fuertemente ácidos que contienen en estado adsorbido poco calcio y bastante cantidad de iones de hidrógeno y aluminio, la solución del suelo, además del ácido carbónico, es acidificada por los ácidos orgánicos solubles y también por las sales de aluminio, como resultado de la hidrólisis de las cuales se forman ácido y una base débil. En este caso sucede la acidificación de la solución del suelo hasta pH 4.5 y menor.

De esta manera la acidez actual, es la acidez de la solución del suelo, creada por el ácido carbónico (H_2CO_3), ácido orgánicos hidrosolubles y sales ácidas hidrolíticamente. Se determina midiendo el pH de la suspensión acuosa o extracto acuoso del suelo. La acidez actual influye directamente en el desarrollo de las plantas y microorganismos del suelo.

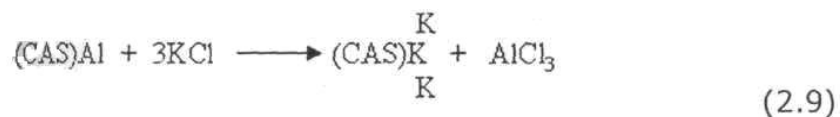
2.3. Acidez de cambio

La acidez potencial del suelo se encuentra condicionada por la presencia de iones de hidrógeno y aluminio en estado adsorbido. Parte de los iones hidrógenos adsorbidos por el suelo pueden ser desplazados a la solución, por los cationes de las sales neutras. Si el suelo se trata con

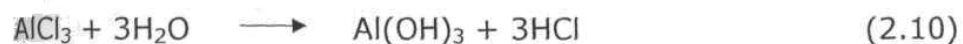
soluciones de KCl, los cationes de potasio serán adsorbidos por éste y del complejo adsorbente pasarán a la solución los iones hidrógeno:



Dando como resultado de tal desplazamiento la acidificación de la solución. Este tipo de acidez se denomina acidez de cambio. Además de hidrógeno adsorbido, en los suelos minerales fuertemente ácidos se encuentra aluminio adsorbido, también capaz de pasar a la solución durante la interacción del suelo con las sales neutras:



En la solución el cloruro de aluminio se somete a la disociación hidrolítica con la formación de base débil y ácido fuerte:



El ácido formado al desplazarse el aluminio del suelo durante el tratamiento de este último con solución de sal neutra e hidrógeno adsorbido por intercambio, que pasa al extracto salino, compone la acidez de cambio del suelo. Por lo tanto, la acidez de cambio es la acidez condicionada por los iones de hidrógeno y aluminio adsorbidos por intercambio, los cuales se extraen del suelo al tratarlo con solución de sal neutra

El problema acerca de la naturaleza de la acidez de cambio, acerca de cuales cationes adsorbidos por intercambio hidrógeno o aluminio, predominan en los suelos ácidos y crean esta acidez, durante muchos años fue discutible.

Actualmente, sobre la base de múltiples investigaciones se puede considerar que lo más probable que ocurra durante la interacción de los suelos ácidos con las soluciones de sales neutras es que pasan lo mismo iones hidrógeno que iones de aluminio al extracto salino. La correlación entre ellos depende de las condiciones de formación de los suelos, composición del complejo adsorbente y otras causas. De esta manera, los coloides orgánicos del suelo contienen principalmente hidrógeno adsorbido por intercambio y la acidez de cambio de la fracción mineral del suelo, se condiciona tanto por el hidrógeno como por el aluminio que pasa al extracto salino (Aguirre, 2001).

En los suelos cuyo extracto acuoso presenta una reacción ligeramente acida, la acidez de cambio es insignificante, y en los alcalinos está ausente totalmente. La acidez de cambio regula la reacción de la solución del suelo

La acidez de cambio adquiere gran importancia cuando se aplican al suelo grandes cantidades de fertilizantes minerales solubles. Pasando fácilmente a forma activa y acidificando la solución del suelo, lo que influye negativamente en el desarrollo de las plantas susceptibles a la acidez y a la acción de los microorganismos del suelo. El aluminio que pasa a la solución, es tóxico para muchas plantas. Por eso, al aplicar cal en los suelos ácidos es

necesario conseguir neutralizar no solamente la acidez actual, sino que también la de cambio.

Ésta se expresa con el valor de pH del extracto obtenido con KCl o en mili-equivalentes por 100 g de suelo. En este rango entra también la acidez actual, por lo tanto, la acidez de cambio del suelo siempre es mayor que la actual y el pH del extracto salino, menor que el pH del extracto acuoso.

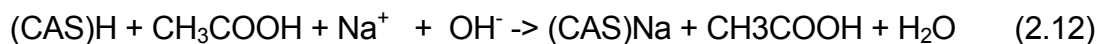
2.4. Acidez hidrolítica

Al tratar al suelo con solución de sal neutra no todos los iones de hidrógeno adsorbidos pasan a la solución, o sea, en este caso no se revela toda la acidez potencial. Se pueden desplazar iones de hidrógeno en mayor cantidad del complejo adsorbente tratando el suelo con una solución normal de sal alcalina hidrópicamente; por ejemplo, con el acetato de sodio (CH₃COONa). En solución acuosa esta sal se disocia hidrolíticamente y forma ácido acético débilmente disociado y más una base fuerte, por lo que la solución resulta alcalina (pH cerca de 8.2):



La reacción alcalina de la solución de esta sal es la causa principal del desplazamiento mas completo de hidrógeno adsorbido del suelo.

Durante la interacción entre la solución del acetato de sodio con el complejo adsorbente del suelo, los H⁺ son desplazados a la solución a cambio de cationes de sodio y se unen con los iones hidroxilos que quedan; se forman moléculas difícilmente dissociables:



CAS = complejo adsorbente del suelo

Cuanto más iones de sodio adsorba el suelo y más iones hidroxilo estén fijados, tanto más ácido acético se formará en la solución. Su cantidad puede determinarse titulando la solución con álcali. Este tipo de acidez del suelo recibe el nombre de acidez hidrolítica que incluye la parte menos móvil de los H^+ adsorbidos que no se intercambian con mayor dificultad por los cationes de la solución del suelo (Yagodin *et al.*, 1986).

En el complejo adsorbente del suelo se encuentran iones de hidrógeno aptos para la sustitución por bases con distintos valores de pH.

Parte de los H^+ , unida con los coloides del suelo, es capaz de intercambiarse con bases siendo ligeramente ácida la reacción que presenta el medio con un pH entre 5.5-6 y puede ser desplazada del complejo adsorbente del suelo a la solución por los cationes de la sal neutra. Estos iones de hidrógeno (juntamente con los iones de aluminio adsorbidos por intercambio) predeterminan la acidez de cambio del suelo. La otra parte de los iones de hidrógeno adsorbido, poco apta para la disociación, es capaz de intercambiarse por bases solamente en condiciones de medio neutro y alcalino. Estos iones de hidrógeno se sustituyen difícilmente por bases y son desplazados a la solución sólo por la sal hidrolíticamente alcalina.

La correlación entre la acidez de cambio y la acidez hidrolítica puede ser presentada por el esquema siguiente:

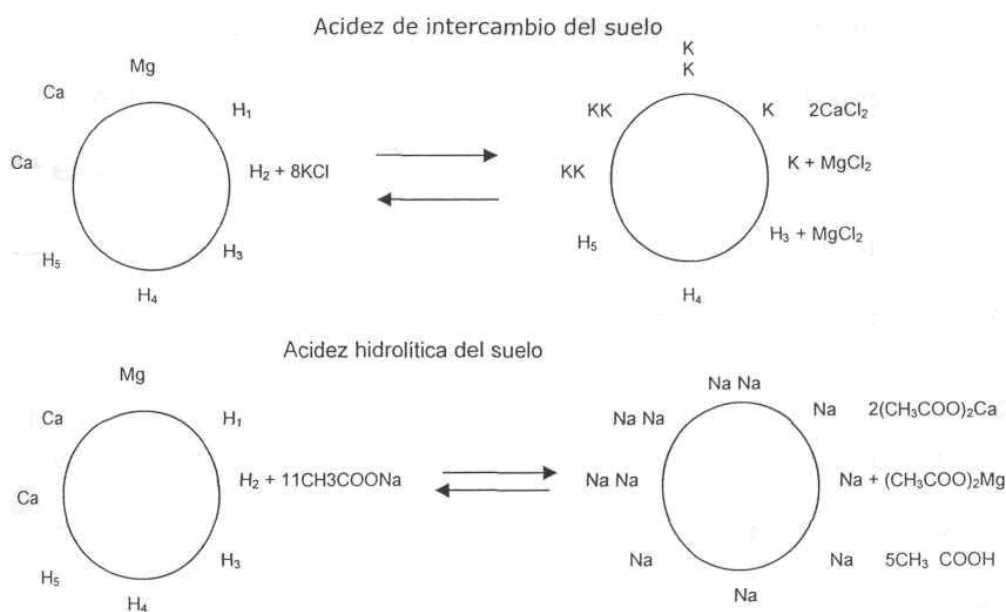


Figura 3. Correlación entre la acidez de cambio y la acidez hidrolítica.

Los iones de hidrógeno que se encuentran en el complejo adsorbente del suelo en este esquema están señalados con cifras en orden creciente de la dificultad de sus sustituciones por cationes de las sales.

Bajo la acción de la solución de sal neutra (con determinada acidez de cambio) sólo pequeña parte de iones H^+ se sustituye por bases, por ejemplo H_1 y H_2 , y los iones de hidrógeno restantes no entran en la reacción de intercambio. Bajo la influencia de la solución alcalina de acetato de sodio (al determinar la acidez hidrolítica), los iones de hidrógeno son sustituidos en el complejo adsorbente del suelo más completamente.

La acidez revelada al tratar el suelo con solución de CH_3COONa es mucho mayor que la acidez de cambio. En este caso se determina la acidez total, que incluye la acidez actual y toda la acidez potencial, lo mismo la de cambio, como la propiamente hidrolítica. Por lo tanto, por acidez hidrolítica

del suelo se entiende como la acidez revelada en la solución después de haber tratado el suelo con acetato de sodio y que incluye todos los H^+ contenidos en el suelo, no sólo los fácilmente móviles (de intercambio), sino que también los menos móviles, capaces del intercambio con bases, solamente en caso de la reacción alcalina del medio.

A veces los resultados de la determinación de la acidez hidrolítica suelen ser menores que al determinar la acidez de cambio. Esto está relacionado con lo que los aniones acetato (COO^-) son adsorbidos por ciertos suelos en los cuales predominan los coloides con propiedades básicas muy manifestadas (suelos rojos) y a cambio son desplazados los iones OH^- ; dando como resultado la reducción de la acidez del extracto edáfico. En casos semejantes, el método más común para determinar la acidez hidrolítica no sirve.

La acidez hidrolítica aparece en los suelos al principio del empobrecimiento de sus bases. Con la ulterior pérdida de bases aparecen también la acidez de cambio y la acidez actual.

A causa de que la acidez hidrolítica incluye la parte menos móvil de los iones de hidrógeno, no es dañina para las plantas. El conocimiento de su magnitud es muy importante para la resolución de una serie de problemas prácticos en la aplicación de fertilizantes.

CAPITULO III

3.1. Suelos de carga variable.

La importancia del suelo a nivel mundial ha sido recientemente revalorada, ya que la edafósfera es una capa más del planeta tierra. Esta capa puede considerarse como una geomembrana que permite el intercambio de materia y energía entre la litosfera y la atmósfera, sirviendo de protección a la litosfera ante los efectos climáticos. Además se le califica como un recurso natural no renovable debido a sus bajas tasas de formación. En los ecosistemas terrestres, es soporte y fuente de nutrimentos para los microorganismos, invertebrados y plantas.

El suelo es un cuerpo natural localizado en la superficie terrestre que soporta o es capaz de soportar plantas en forma natural. Es dinámico, cambia con el tiempo y en el espacio, contiene material mineral y/o orgánico no consolidado que ha sido sujeto a factores formadores y muestra efectos de procesos pedogenéticos. Un suelo difiere del material del cual se ha formado en características físicas, químicas, biológicas y morfológicas (SSSA, 1997).

Los suelos se pueden clasificar dentro de dos características básicas: suelos de carga permanente y suelos de carga variable, la denominación de suelos de carga variable comprende un amplio espectro de suelos, que aunque con características morfológicas, mineralógicas, químicas, físicas, biológicas y genéticas diferentes, poseen una propiedad común es que su carga superficial varía ampliamente, tanto en magnitud como en signo, con

los cambios en el pH, fuerza iónica y composición de la solución del suelo (Guadalix y Pardo, s/a)

Los componentes del suelo que pueden presentar cargas superficiales se dividen en tres grupos: minerales de capas silicatadas, óxidos lábiles y humus. Los minerales silicatados tienen carga negativa permanente sobre condiciones ambientales normales. Los óxidos de hierro, aluminio y manganeso pueden llegar a tener carga negativa o positiva variable, el humus presenta carga negativa variable y una pequeña cantidad de carga positiva (Yu, 1997).

En los suelos de regiones templadas, el contenido de óxidos de hierro es generalmente menor de 50 g kg^{-1} . Los principales minerales de estas regiones son: micas hidratadas, monmorillonita y vermiculitas. Estos tres minerales poseen una superficie de carga negativa permanente de 10 - 40, 80 - 120 y 100 - 150 cmol kg^{-1} respectivamente. Para estos minerales, la carga negativa superficial no se manifiesta marcadamente en condiciones de pH normales.

Humus y óxidos pueden contribuir a la carga variable de estos minerales bajo ciertas condiciones; sin embargo, su contribución de carga variable generalmente es menor comparado con la carga permanente con la que cuentan las arcillas. Por lo tanto, para los suelos de estas regiones, ésta es la principal carga negativa permanente que determina las propiedades químicas de la superficie.

La arcilla que prevalece en suelos de regiones tropicales y subtropicales es la caolinita (Figura 3). Este mineral tiene únicamente 3 - 10 cmol kg⁻¹ de carga negativa permanente; sin embargo, esta tiene cantidades importantes de cargas negativas y positivas variables. Los óxidos de hierro presentes en estos suelos, su contenido varía de 50 - 250 g kg⁻¹ o más, y es acompañado por una cantidad mayor de óxidos de aluminio. La cantidad de carga superficial que tienen las arcillas es baja, la contribución del humus para la carga superficial es más importante para el suelo comparado con los suelos de regiones templadas.

Para esta categoría de suelos la cantidad de cargas superficiales es marcadamente variable, y la carga superficial positiva puede jugar un papel importante al afectar las propiedades superficiales de los cristales, por lo tanto, puede ser apropiado al referirse a esta categoría de suelos con caolinita como la principal arcilla y contener mayor cantidad de óxidos de hierro y aluminio como suelos de carga variable (Qafoku y Sumner, 2002).

Los suelos de carga permanente pueden tener cierta cantidad de carga variable y los suelos de carga variable pueden contar con cargas positivas y negativas permanentes.

La fracción arcilla de un suelo es compuesta principalmente de varios minerales silicatados, la superficie negativa de estos minerales se origina por la sustitución isomórfica en la estructura cristalina, propicia ésto un número

de posiciones intercambiables sobre el cristal definiéndose como capacidad de intercambio catiónico y ésta no es constante en los suelos.

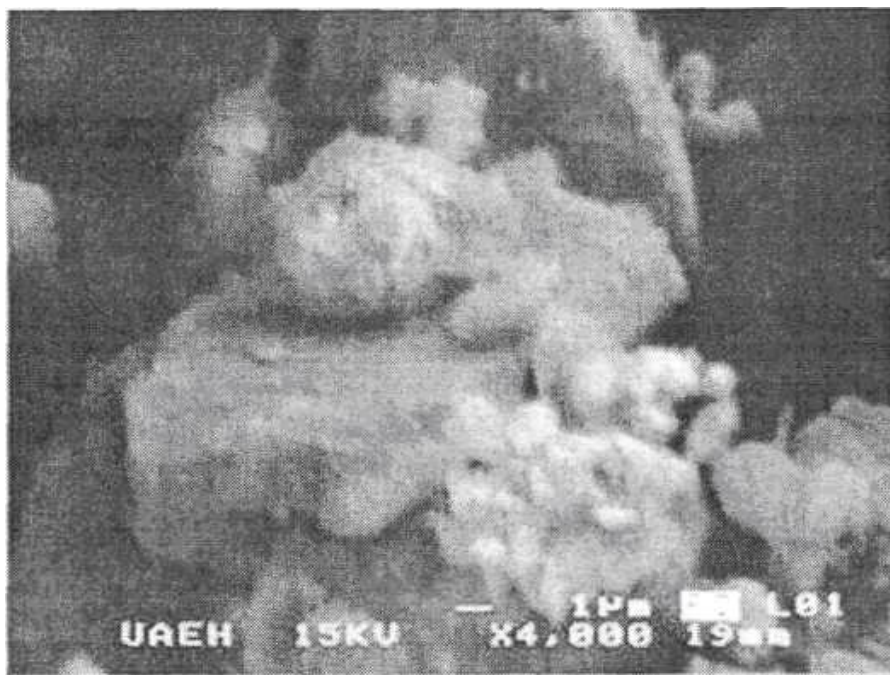


Figura 4. Micrografía de MEB donde se observa material amorfo depositado sobre cristales pseudoeuhedrales de caolinita que coexisten con cristales anedrales de haloisita (x 4000) en horizonte Bt.

La variabilidad de las cargas en la superficie de las arcillas se debe en gran medida a los óxidos de hierro y aluminio en los suelos. Basado sobre el concepto que las arcillas son los materiales que determinan las propiedades básicas de los suelos, estos óxidos son generalmente tomados como materiales inertes. Los óxidos pueden enmascarar la superficie de la arcilla en la forma de revestimientos coloidales y esto hace que la superficie de las arcillas sean incapaces de manifestarse, en la actualidad es conocida la importancia que guardan los óxidos en el suelo, su presencia influye en las cargas variables de la superficie de los cristales. Los suelos de carga variable ocupan extensas áreas en el mundo.

Las propiedades químicas de los suelos de carga variable influyen en la génesis de los suelos, esto puede ser observado en campo, la superficie de capas de suelos de carga variable bien desarrollados sobre vegetación natural es menos rojo que los suelos cultivados donde el color es gris después de la descomposición de la materia orgánica (Guadalix y Pardo, s/a).

La migración de iones en el suelo, la formación de complejos órgano mineral y la dispersión, floculación, expansión y contracción son afectados por las propiedades de la carga superficial del suelo. Por lo tanto, la carga superficial tiene una importante presencia sobre la estructura del suelo y la nutrición de las plantas (Figura 4).



Figura 5. Estructura prismática (horizonte B) presentes en suelos de carga variable del Municipio de Acaxochitlán, Hidalgo, México.

Los suelos de carga variable son caracterizados por el alto contenido de óxidos de aluminio y hierro. La composición mineralógica de estos suelos es dominada por minerales del tipo 1:1, como es la caolinita. Estos dos factores

hacen que las propiedades de la carga superficial de los suelos de carga variable sean distintivamente diferentes de los suelos de carga permanente de regiones templadas que principalmente contienen arcillas del tipo 2:1 (Qafoku y Sumner, 2002).

Los silicatos laminares de tipo 1:1 (haloisita y caolinita), poseen superficies anfóteras y pueden desarrollar cargas dependientes del pH, en las aristas de las caras donde existan grupos hidroxilo. Así mismo, la carga permanente negativa de los minerales del tipo 2:1, puede volverse variable cuando polímeros de hidroxialuminio ocupan posiciones interlaminares (Guadalix y Pardo, s/a). Materia orgánica, materiales no cristalinos, los óxidos y oxihidróxidos y los carbonatos ligeramente solubles y sulfatos pueden ser tratados como constituyentes de suelos de carga variable (Figura 5) [Yu, 1997; Uehara y Gillman, 1981].

3.2. Origen de la carga del suelo

Las superficies de los materiales coloidales del suelo se encuentran eléctricamente cargadas, tanto si el coloide es de origen orgánico como si es de origen mineral.

Una estructura cristalina perfectamente formada, no poseería exceso de carga, ya que todos los átomos en el cristal estarían eléctricamente neutralizados. No obstante, las imperfecciones en la estructura cristalina

causan un exceso de carga de signo positivo o negativo, que debe ser compensado por la acumulación de iones de signo contrario. Estas imperfecciones pueden ser por ejemplo, sustituciones isomórficas de un Al^{3+} en una lámina de silicato, lo que conducirá a un exceso de carga negativa en la superficie de la partícula, o bien, sustituciones de un Al^{3+} por Mg^{2+} lo que llevaría a un exceso de carga positiva. Cuando estos defectos ocurren en el interior de las redes cristalinas, el exceso de carga resultante es permanente y no puede ser afectado por factores externos tales como el pH del medio. En este caso se tiene lo que se denomina coloides de carga superficial constante o permanente (Uehara y Gillman, 1981).

En otras ocasiones, la carga se desarrolla como consecuencia de la adsorción por los coloides del suelo de los llamados iones determinantes del potencial (H^+ y OH^-), en este caso, la carga está afectada directamente por el pH del medio, su signo puede ser negativo, cero o positivo y su magnitud variar desde cero hasta varias veces el valor de la carga permanente del sistema (Uehara y Gillman, 1981). En este caso, se le denomina coloides de carga variable. A continuación se describen los suelos de carga permanente y variable.

3.3. Coloides de Carga Permanente

Comúnmente se encuentran arcillas de carga permanente en suelos incluyendo a las capas silicatadas como son micas hidratadas, vermiculita, monmorillonita y clorita. Las características de estas estructuras es que una

lámina octaédrica oxígeno-aluminio u oxígeno-magnesio es tipo sandwich de dos láminas de tetraedros oxígeno-sílice formando un elemento estructural. Ambos lados de la capa de cristal de los minerales de tipo 2:1 son átomos de oxígeno conectados a átomos de tetraedros de sílice y el grupo funcional del plano basal expuesto es llamado siloxano ($=\text{Si-O-Si}=\text{}$). La caolinita y otras arcillas del tipo 1:1 son formadas de una lamina de tetraedro sílice-oxígeno y una lámina octaédrica aluminio-oxígeno, únicamente una mitad del plano basal es una superficie siloxano. Los átomos de sílice están firmemente ligados a átomos de oxígeno, y esta superficie siloxano es una superficie hidrofóbica.

La carga eléctrica de la superficie del siloxano es una carga permanente, producida por la sustitución isomórfica de capas silicatadas. Si los átomos de los tetraedros sílice-oxígeno son sustituidos por átomos de aluminio con una valencia menor, o el átomo de aluminio del octaedro aluminio-oxígeno es sustituido por magnesio o un átomo de hierro (Fe^{2+}), una carga negativa sobrante puede originarse.

El origen de las cargas negativas superficiales permanentes en varias capas silicatadas (2:1) difiere considerablemente. La carga negativa de la montmorillonita se presenta principalmente de la sustitución de una parte del aluminio en el octaedro aluminio-oxígeno por átomos de magnesios divalentes. Existe la posibilidad que una pequeña porción de la carga negativa es promovida por la sustitución de sílice en el tetraedro oxígeno-sílice por

aluminio. Sin embargo, esta clase de sustitución generalmente no es mayor del 15% de la sustitución total (Shaw *et al.*, 2003).

En monmorillonitas, las cargas negativas son parcialmente compensadas internamente, cerca de 0.666 cargas negativas exceden por cada unidad de celda. La capacidad de intercambio catiónico de la montmorillonita es de 80 - 130 cmol kg^{-1} , el 80% es carga negativa permanente. En micas hidratadas, un sexto del sílice en los tetraedros sílice-oxígeno son sustituidos por aluminio, originando 1.3 - 1.5 de cargas negativas por cada unidad de cristal. Una pequeña cantidad de aluminio trivalente sustituido de los octaedros por átomos divalentes, produce cargas negativas. En las micas hidratadas las cargas negativas son compensadas por iones de potasio interlaminar no intercambiable, y una pequeña parte de ellos son compensados por calcio no intercambiable, dejando únicamente una pequeña porción expuesta al exterior del cristal (Barrow, 1987).

La capacidad de intercambio catiónico de las micas hidratadas es de 10 - 40 cmol kg^{-1} . En vermiculitas el origen de las cargas negativas se presentan por la parcial sustitución de sílice en el tetraedro sílice-oxígeno con aluminio. Excepto por la compensación interna de una parte de las cargas negativas, estas cargas negativas se unen 1 - 1.14 con cationes intercambiables como son calcio y magnesio por cada unidad de cristal. La capacidad de intercambio catiónico de una vermiculita puede ser mayor de 100 - 150 cmol kg^{-1} . En suelos ácidos, sin embargo, la presencia de iones de hidroxialuminios

polimerizados no intercambiables en las interláminas, la capacidad de intercambio catiónico de la vermiculita es menor. La superficie específica de la vermiculita es también menor.

Las cargas negativas permanentes originadas de la sustitución isomórfica en tetraedros son cerradas a los planos de los grupos siloxano, y por lo tanto esta fuerza del campo es relativamente mayor. En contraste, cargas negativas originadas de la sustitución isomórfica en octaedros son distantes de los planos de los grupos siloxano, y por lo tanto ellos poseen una ligera fuerza de campo. Aquí, la tensión en la retención de cationes por sitios de carga negativa es diferente para estos dos orígenes.

Barrow (1987) encontró en suelos de cenizas volcánicas (Figura 3) una mayor cantidad de cargas negativas permanentes. Él sugiere que en la sustitución isomórfica con amorfos y óxidos hidratados y en los latices vacantes de los cristales hay la posibilidad de que se originen cargas negativas permanentes. Para los óxidos de hierro presentes en oxisoles, las cargas positivas permanentes pueden ser originadas a través de la sustitución isomórfica de hierro trivalente Fe^{3+} por iones tetravalentes de Ti^{4+} .

El origen de las cargas negativas permanentes dadas por la sustitución isomórfica en los latices de los cristales desde la formación de los minerales, éstas no son afectadas por los factores ambientales como es el pH del medio o la concentración de electrolitos.

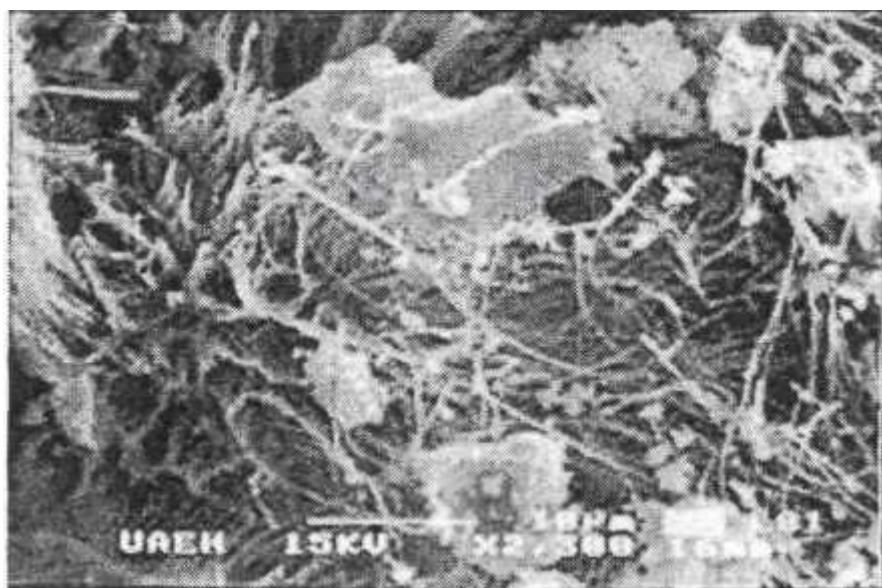


Figura 6. Micrografías de barrido electrónico (2000x) donde se observan fragmentos de vidrio volcánico y material amorfo en un suelo de ceniza volcánica del Municipio de Mineral del Chico, Hidalgo, México.

De acuerdo a la teoría de la doble capa eléctrica, la densidad de carga σ y el potencial superficial ψ_0 se relacionan a la concentración de electrolito C de la fase líquida siguiendo la ecuación de Gouy-Chapman:

Ecuación 4.1

$$\sigma = \left[\frac{2C\epsilon RT}{\pi} \right]^{1/2} \sinh \frac{zF\psi_0}{2RT}$$

Para las cargas permanentes, σ es una constante, y por lo tanto se tiene

Ecuación 4.2:

$$\left[\frac{2C\epsilon RT}{\pi} \right]^{1/2} \sinh \frac{zF\psi_0}{2RT} = \text{constante}$$

En la ecuación, cuando la concentración de electrolitos C , la constante dieléctrica ϵ , la valencia z de compensación de iones, o el cambio en la temperatura T , el potencial superficial ψ_0 puede también cambiar, o que el lado izquierdo de la ecuación 4.1, σ , pueda quedar constante. Un incremento en la concentración de iones compensando la valencia induce una disminución en el potencial superficial y una correspondiente contracción de la doble capa eléctrica. Una disminución en la constante dieléctrica del medio también induce una disminución en el espesor de la doble capa eléctrica (Barrow, 1987; Shaw *et al.*, 2003).

3.4. Coloides de Carga Variable

El humus es una importante fuente de carga variable de varios suelos, especialmente en suelos con altos contenidos de materia orgánica. Para los suelos de carga variable, la principal fuente de carga son los óxidos y los óxidos hidratados de hierro y aluminio. La superficie de las arcillas del suelo es de carga variable.

Los constituyentes orgánicos de los suelos, en especial las sustancias húmicas, presentan una gran cantidad de carga variable negativa, debido a la disociación de grupos fenólicos y carboxílicos. Aunque la contribución de la materia orgánica es difícil de establecer, el efecto de carga variable de los constituyentes orgánicos no debe ser olvidado, en varios horizontes superficiales, su aportación puede ser muy importante. Por ejemplo en el caso de los Andosoles, las sustancias húmicas y sus complejos metálicos juegan un

papel prominente y a veces crucial en el desarrollo de la carga y en otros procesos que se producen en el suelo (Guadalix y Pardo, s/a; Campitelli *et al.*, 2003). El humus contiene la mayor cantidad de grupos ácidos. Las cargas negativas variables se producen después de la disociación de estos grupos ácidos (Campitelli *et al.*, 2003). Se estima que la cantidad de cargas negativas del humus es del rango de 200 - 500 cmol^{kg}⁻¹. Estas cargas negativas principalmente se originan de los grupos carboxilos con un pK_a de 4 - 5. Los grupos hidroxilos, incluyendo grupos hidroxil-fenólicos, hidroxil-quinónicos e hidroxil-enólico, pueden contribuir a la carga negativa. El área de disociación de los grupos hidroxil-quinónicos es cerrada en comparación al grupo carboxilo. Por otro lado, el valor de la pK_a del grupo hidroxil-fenólico es mayor que del grupo carboxilo y el rango de variación es mayor.

En condiciones alcalinas la contribución de los grupos hidroxil-fenólicos a la carga negativa es más importante. En suelos húmicos, los grupos carboxilo e hidroxilo se presentan en un 50% y 30% del total de los grupos funcionales (Zhang y Zhao, 1997; Campitelli *et al.*, 2003). En pH elevados los grupos amino pueden contribuir a la carga negativa.

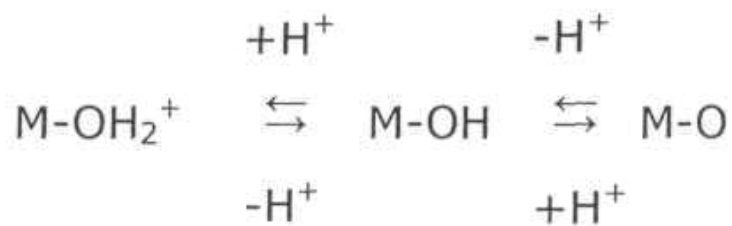
Los principales óxidos y óxidos hidratados en los suelos incluyen al hierro, aluminio, manganeso, titanio y sílice. Los óxidos de estos elementos como son la hematita (α -Fe₂O₃), corindón (α -Al₂O₃) y cuarzo (SiO₂) son rápidamente hidratados en condiciones húmedas, cambiando las superficie de éstos a un estado idéntico a los óxidos hidratados, como son goetita (α -

FeO-OH), gibsita $\text{Al}(\text{OH})_3$ y gel de sílice ($\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$). La superficie de estos óxidos y óxidos hidratados presentan grupos hidroxilos. La superficie de los grupos hidroxilos puede unirse directamente con el hierro, aluminio o sílice, y ellos pueden también unirse con moléculas de aguas adsorbidas a través de puentes de hidrógeno. Esta es la diferencia entre estos grupos y el oxígeno inerte de la superficie de los siloxano. La superficie silanol ($=\text{Si-OH}$) puede cambiar a superficies de siloxano hidrofóbicas con muy baja densidad de carga. Sin embargo esta clase de superficie difiere de los siloxano de las arcillas 2:1 en que éstas pueden activarse con el vapor de agua, restaurándose esta a una superficie silanol.

Los óxidos hidratados de hierro y aluminio presentan diferentes estructuras cristalinas (Acevedo *et al.*, 2004). El número de átomos de hierro o aluminio unidos a los grupos hidroxilo de diferentes planos del cristal es también diferente. El número puede ser uno, dos o tres; por lo tanto, el número y actividad de los grupos hidroxilo sobre los diferentes planos del cristal varía considerablemente.

Cargas eléctricas en la superficie de los óxidos hidratados son producidas a través de la disociación de iones H^+ de la superficie de grupos hidroxilos y la combinación de estos grupos hidroxilos con iones H^+ de la solución. Esta puede ser expresada como sigue:

(4.3)



donde M representa a un átomo de metal o un sílice. Las uniones hierro y aluminio con hidroxilos son llamados grupos ferrol y aluminol respectivamente. La superficie puede llevar carga negativa cuando los grupos: hidroxilos pierden un H^+ y estos pueden tener carga positiva cuando el grupo hidroxilo adsorbe un ion H^+ (Qafoku y Sumner, 2002).

El alófono es un grupo de silicatos de aluminio hidratados con diferente relación sílice/aluminio. Todos los alófonos son materiales amorfos de rango corto, poseen uniones Si-O-Al. El alófono tiene cargas negativas en la superficie cuando se presentan pH altos, a través de la disociación de iones de H^+ desde los grupos siloxano ($\equiv\text{Si-OH}$), y éstos presentan carga positiva en su superficie a pH bajos debido a la aceptación de protones por el grupo aluminol (Al-OH).

La superficie del mineral caolinita, es el sitio mas típico de cargas variables entre las capas silicatadas. En condiciones próximas a la neutralidad cada uno de los dos oxígenos del octaedro aluminio-oxígeno se unen a un hidrógeno, después de un tiempo el aluminio se une a través de una mitad de la unión. Desde uno de los oxígenos se une al sílice, este oxígeno puede llevar

$1/2$ carga positiva. Similarmente, otro oxígeno une a un aluminio llevando $1/2$ carga negativa. En este caso, la carga neta de la superficie es cero. Cuando la caolinita se encuentra en condiciones ácidas, el oxígeno al principio une a un aluminio y lleva $1/2$ carga negativa aceptando un protón y así vuelve a contar con una $1/2$ carga positiva, formando una unidad de la superficie contando con una carga positiva. En condiciones alcalinas una unidad de la superficie puede llevar dos cargas negativas debido a la disociación de iones H^+ desde dos grupos OH^- unidos a la sílice.

En la superficie de otras láminas silicatadas también puede presentarse la carga variable, causada por la disociación del H^+ o la adsorción de protones por grupos OH^- expuestos al romperse las uniones. Sin embargo, las láminas silicatadas 2:1 tienen una mayor carga permanente, esta clase de carga variable generalmente no se manifiesta en los minerales.

Los oxihidróxidos pueden presentarse en diferentes formas en el suelo. La contribución de las varias formas de óxidos a la carga superficial de los suelos difiere considerablemente, además la diferencia entre las interacciones de los oxihidróxidos amorfos y minerales cristalinos pueden tener también efectos diferentes sobre las cargas superficiales. En suelos que contienen considerable cantidad de alófanos, imogolita u otros minerales (óxidos e hidróxidos) la superficie de carga neta puede ser positiva, negativa o cero con la adsorción de cationes y aniones que dependen del pH y la fuerza iónica de la solución del suelo (Katou, 2002).

Los óxidos de hierro son los principales materiales en producir cargas superficiales positivas en suelos de carga variable. Esto es porque los grupos Fe-OH sobre su superficie pueden adsorber iones H⁺ desde la solución cuando el pH es bajo que el punto de carga cero. La contribución de las diferentes formas de óxidos de hierro contribuye a las diferentes cargas positivas superficiales de los cristales. En varios suelos el contenido y la forma de los óxidos de hierro son diferentes (Acevedo *et al.*, 2004). En suma, una considerable parte de estos óxidos se combinan con las arcillas por varios caminos. Por lo tanto, los óxidos de hierro pueden tener un complejo efecto sobre la carga superficial del suelo.

En los suelos de carga variable los óxidos de aluminio se presentan como óxidos de aluminio lábiles, estos óxidos de aluminio se presentan en el suelo como gibbsita, boehmita, diáspora y óxidos de aluminio amorfos. Su superficie son del tipo hidroxilo, y ellos pueden tener carga positiva o negativa debido a la protonación o desprotonación respectivamente (Grove *et al.*, 1982).

El punto de carga cero de los óxidos de sílice es alrededor de pH 2, en el suelo los SiO₂ llevan carga negativa en condiciones de pH normal. Sin embargo la cantidad de cargas negativas evaluadas para los óxidos de sílice amorfos es no mayor dentro del rango de pH 2 -6. Varios autores (Uehara y Gillman, 1981; Shaw *et al.*, 2003) han demostrado que la densidad de carga del gel de sílice en pH 4 fue 1.67 nm⁻², correspondiendo únicamente a un tercio del valor

máximo teórico (5 cargas). Esto implica que dentro del rango de pH normal de los suelos de carga variable de la mayoría de los óxidos de sílice se presenta en la forma inalterada del grupo SiOH.

CAPÍTULO IV

4.1 El aluminio en la salud humana

El impacto del aluminio sobre los sistemas biológicos, ha sido objeto de controversia en las décadas pasadas y actualmente una profusa investigación, ha demostrado que puede producir efectos adversos en plantas, animales acuáticos y seres humanos. El aluminio es un metal no esencial pero de gran uso en muy diversos campos de la actividad humana.

En la naturaleza, el aluminio se encuentra ampliamente distribuido. En el suelo forma parte de la estructura química de los aluminosilicatos presentes en minerales y rocas. Estos compuestos son muy estables y por lo tanto, insolubles en el medio ambiente natural. La acción combinada de factores atmosféricos promueve cambios físicos y químicos que ocasionan la alteración de los minerales presentes en las rocas. Así, se originan minerales arcillosos que luego se transforman en óxidos e hidróxidos de aluminio, más solubles. La fuente más importante de obtención del metal es la bauxita, que contiene un 55 % de óxido de aluminio. La acción del hombre puede inducir la mayor presencia de aluminio en los sitios donde se desechan residuos de ciertas industrias, refinerías, fundiciones, canteras, minas, entre otras (Soni *et al.*, 2001). Se ha calculado que un 70% de las tierras cultivables tienen suficiente acidez como para ocasionar problemas de toxicidad originada por la solubilización de este elemento.

Hasta el momento, el polvo desprendido de los minerales y materiales rocosos es la fuente más grande de partículas portadoras de aluminio en la atmósfera. Por el contrario, las concentraciones en el agua natural no presentan variaciones importantes, con excepción de aquellas en las que la lluvia ácida modifica el pH de lagos y aguas subterráneas, provocando un aumento en la concentración de este metal.

Los vegetales incorporan aluminio del suelo en que son cultivados; cuando el pH del suelo es menor que 5, este metal es solubilizado en el agua y absorbido por las raíces de las plantas. Los alimentos que contribuyen en mayor proporción al aluminio dietario son cereales, quesos procesados y sal, ya que contienen compuestos de este elemento agregados como aditivos.

Durante el procesamiento industrial de conservas de frutas y cerveza, se agregan ciertas sales de aluminio, las que también son componentes habituales de polvos de hornear, conservantes, aditivos y agentes emulsionantes (WHO, 1997).

Las hojas de té tienen, en general, un elevado contenido de aluminio; la incorporación al organismo es mayor en los individuos acostumbrados a beber infusiones con limón, ya que el anión citrato favorece la absorción intestinal de aluminio. La infusión presenta entre 10 y 100 veces más contenido del elemento que las hojas de la planta, pero la presencia de taninos y otras sustancias orgánicas hace que se disminuya notablemente la forma de aluminio

capaz de ser absorbida por el hombre (Jacqmin *et al.*, 1994; Forster *et al.*, 1995; Tyas *et al.*, 2001).

La cantidad de ingesta depende en gran medida del alimento, el tipo de procesado, del envasado y del área geográfica en la que se han desarrollado los vegetales. La preparación y almacenaje de alimentos en envases de aluminio puede aumentar su concentración especialmente en condiciones acidas o alcalinas.

El aluminio y sus compuestos parecen ser mal absorbidos por los seres humanos, pero no hay estudios adecuados sobre la velocidad y el grado de absorción y su concentración en la sangre y orina, se ha empleado como un indicador fácilmente obtenible de la captación de aluminio, habiéndose observado niveles elevados en la orina de soldadores de aluminio y de productores de polvo de escamas de aluminio.

El mecanismo de absorción gastrointestinal del aluminio todavía no ha sido totalmente estudiado. La variabilidad se debe a las propiedades químicas del elemento y a las diversas especies químicas formadas en función del pH, la fuerza iónica, la presencia de elementos competitivos (silicio) y la presencia de agentes complejantes en el interior del tracto digestivo (p.ej., citrato) [Soni *et al.*, 2001].

Se ha empleado el isótopo radiactivo ^{26}Al para estudiar el destino biológico y su absorción gastrointestinal del aluminio. Se ha detectado una variabilidad significativa entre los individuos. Se han notificado fracciones de

captación de $5 \times 10^{-3} \mu\text{g l}^{-1}$ para el aluminio como citrato, $1.04 \times 10^{-4} \mu\text{gl}^{-1}$ para el hidróxido de aluminio y $1,36 \times 10^3 \mu\text{gl}^{-1}$ para el hidróxido administrado con citrato.

La ingesta de aluminio vía agua de consumo sólo es una pequeña parte del metal incorporado por la alimentación, por lo que se debe tener en cuenta la ingesta de aluminio por la vía de los alimentos (Soni *et al.*, 2001; Rogers y Simón, 1999); sin embargo, (Martyn *et al.*, 1997) se considera que aún siendo la alimentación fuente de ingesta importante, es en el agua donde se presenta una forma más biodisponible y que la mayor parte de este metal ingerido procedente de otras fuentes no se absorbe. Un estudio sobre la captación del aluminio del agua de bebida reveló una fracción de captación de $2.35 \times 10^{-3} \mu\text{g l}^{-1}$, llegándose a la conclusión de que en la población general los individuos que consumen $1.5 \text{ litros día}^{-1}$ de agua con un contenido de $100 \mu\text{g l}^{-1}$ del metal, absorben un 3% del aluminio total ingerido diariamente a partir de esa fuente.

Las concentraciones de aluminio en las aguas superficiales y subterráneas son muy variables, dependiendo de factores geológicos y físico-químicos, puede estar en suspensión, disuelto, en forma de complejos orgánicos o inorgánicos o de ion aluminio libre.

En las aguas naturales, el aluminio existe tanto en forma monomérica como polimérica; sus especies dependen del pH y de las concentraciones de carbono orgánico disuelto (COD), fluoruros, sulfatos, fosfatos y partículas en

suspensión. Las concentraciones de aluminio disuelto en las aguas de pH: aproximadamente neutro suelen ser bastante bajas, entre 1.0 y 50 $\mu\text{g l}^{-1}$. En aguas acidas se han reportado valores de hasta 500-1000 $\mu\text{g l}^{-1}$. En condiciones de acidez extrema, provocadas por el avenamiento ácido de minas, se han medido concentraciones de aluminio disuelto de hasta 90 mg l

En el proceso de potabilización, el agua es tratada con sulfato de aluminio como coagulante que ayuda a eliminar el color y la turbidez producida por las partículas suspendidas. Al final del proceso quedan niveles del metal en el agua, entre 0.014 y 2.7 mg l^{-1} . El agua que es tratada por este proceso, generalmente es la procedente de aguas superficiales, ya que presenta mayores cantidades de partículas en suspensión.

La biodisponibilidad del metal en el agua de bebida depende, entre otras cosas, del pH, de las relaciones y equilibrios químicos entre los distintos solutos, como silicatos, citratos, calcio y fluór (WHO, 1997). Forbes *et al.* (1991) mencionan que las personas que viven en lugares donde la concentración de aluminio es alta y la de fluór baja tienen un riesgo 3 veces mayor a padecer daño cognitivo en comparación con personas que viven donde la concentración de aluminio es baja y la de fluór alta. Cuando el pH se encuentra en el rango entre 6 y 8, las especies químicas del elemento son altamente reactivas.

Birchall y Chappell (1989) indican que la formación de hidroxialuminosilicatos podría bloquear la unión del aluminio a los receptores del epitelio intestinal y que ésta era la causa de la asociación geográfica entre la enfermedad de Alzheimer y el aluminio; además, este efecto de disminución de la absorción se veía potencializado con el aumento de pH.

Gauthier *et al.* (2000) consideraron las distintas formas solubles en las que aparece el metal en el agua, encontraron una asociación significativa entre la enfermedad de Alzheimer y el aluminio en forma monomérica orgánica del agua. Estos datos son coherentes con los estudios que afirman que la absorción de aluminio complejado con ácidos orgánicos de bajo peso molecular, principalmente citrato, es mayor.

Martyn *et al.* (1989) realizaron un estudio donde comparan las tasas de enfermedad de Alzheimer y otros tipos de demencia en 88 distritos de Inglaterra y Gales. Los resultados indican que el riesgo de enfermedad de Alzheimer era 1.5 veces mayor en los distritos en los cuales la concentración media de aluminio en el agua de consumo excedía de 0.11 mg/l. La organización mundial de la salud (OMS) estima que el aluminio contenido en el agua de consumo puede contribuir a aumentar la ingesta en 4.0 mg de Al día⁻¹ (Suay y Ballester, 2002)

La proporción de Al³⁺ plasmático normalmente unido a proteínas en el ser humano puede ser hasta del 70% - 90% en los pacientes sometidos a hemodiálisis con niveles moderadamente altos de aluminio en el plasma. Los

niveles más elevados de aluminio suelen encontrarse en los pulmones, donde puede hallarse en forma de partículas inhaladas insolubles.

La cantidad de aluminio presente en el aire es muy pequeña, desde 0.5 ng m⁻³ en la Antártida, pasando por 0.005 mg m⁻³ en las áreas rurales a 0.01 mg m⁻³ en áreas altamente industrializadas (Soni *et al.*, 2001); Petrela *et al.* (2001) mencionan que concentraciones de aluminio se pueden presentar en cantidades mayores en plantas de procesado de aluminio. El aluminio en el aire se asocia a partículas grandes en suspensión, que no penetra fácilmente en el árbol bronquial; por lo anterior, la exposición por inhalación no es la vía más importante a la que la población en general está expuesta, aunque podría serlo en algunas ocupaciones de alto riesgo.

Los trabajadores de la industria del aluminio (trabajos de producción, fabricación y soldadura) pueden estar expuestos a concentraciones importantes al mismo. Se ha sugerido que este grupo de trabajadores, los cuales presentan niveles del metal en sangre y en orina ligeramente incrementados, podrían presentar una respuesta fisiológica sistémica de absorción y eliminación. La exposición laboral al polvo de aluminio puede desarrollar fibrosis pulmonar, como consecuencia de las alteraciones del tejido alrededor de las partículas inhaladas y depositadas en los pulmones (Harte *et al.*, 1991)

El consumo de productos farmacéuticos, antiácidos y analgésicos con aluminio, puede suponer un aumento en la incorporación de metal 2 o 3

mayor que por la ingesta por alimentación. Con dos tabletas antiácido de tamaño medio, por ejemplo, se puede consumir más de 500 mg de aluminio. Sin embargo, existen reportes como los de Forster *et al.* (1995) y Tyas *et al.* (2001) donde se indica que la ingesta de grandes cantidades de antiácidos con contenido de aluminio no incrementa el riesgo de padecer Alzheimer. La dosis semanal recomendada por la FAO para una persona adulta de 60 kg de peso es de 420 mg (Soni *et al.*, 2001). Los pacientes sometidos a diálisis pueden estar expuestos a unos niveles moderadamente altos del metal. La FAO recomienda que los niveles máximos de aluminio en el fluido de dialización sea inferior a $15 \mu\text{g Al l}^{-1}$ (WHO, 1997). Se han descrito encefalopatías por diálisis que confirman la neurotoxicidad del metal; las alteraciones neurodegenerativas observadas en estos casos presentan diferencias a nivel molecular con las que tiene lugar en la enfermedad de Alzheimer.

Los compuestos de aluminio son utilizados en la industria cosmética, principalmente en la fabricación de desodorantes y antitranspirantes, aunque los estudios llevados a cabo indican que la absorción dérmica del metal sería mínima.

Los datos de distintos estudios en diferentes países afirman que la ingesta diaria del metal varía grandemente dependiendo de la dieta, el uso de medicaciones con sales de aluminio, la fuente de agua de consumo y la exposición a distintos ambientes, como el laboral. La exposición de un adulto

de 60 kg puede oscilar entre 2.5 y 13.0 mg de Al día⁻¹ por exposición aérea, por la ingesta de alimentos y de agua. En general la estimación hecha por la organización mundial de la salud supone, en los países en los que se ha estudiado, una exposición menor de 15 mg día⁻¹ (0.03 - 11.5 mg día⁻¹, según Soni *et al.*, 2001), llegando a varias veces más en personas que toman medicamentos con aluminio o altamente expuestas a través de los alimentos o el ambiente. La absorción diaria puede suponer un 3% de aluminio total ingerido del agua y menor si la fuente de exposición son los alimentos.

Las primeras evidencias que apuntan a la existencia de una asociación entre el aluminio y la enfermedad de Alzheimer proceden de 1965 (Klatzo *et al.*, 1965; Terry y Peña, 1965), tratándose de estudios experimentales en los cuales provocaba una progresiva encefalopatía al inyectar sales de aluminio en el cerebro o en el líquido cerebroespinal de conejos (Muñoz, 1998). Estos cambios son distintos morfológica y bioquímicamente a los que tienen lugar en individuos con enfermedad de Alzheimer (Soni *et al.*, 2001).

En presencia de Fe²⁺, naturalmente presente en los tejidos, el cloruro de aluminio puede inducir peroxidación lipídica, y modificaciones oxidativas de la proteína cerebral de ratones, esto se puede correlacionar con el aumento de la proteína entrecruzada que se observa en la enfermedad de Alzheimer. No es concluyente que sea la causa de la enfermedad de Alzheimer, aunque su acumulación podría ser un efecto. La administración oral de cloruro de aluminio a ratones y el correspondiente análisis de los tejidos

ha permitido encontrar que la acumulación es diferente en distintas regiones del cerebro, siendo mayor en el hipocampo, lo mismo se notó un aumento en la concentración de calcio en el hipocampo en relación a los ratones usados como control y una disminución del cobre el cual es esencial en muchas reacciones enzimáticas como la producción de energía del citocromo c oxidasa y la superóxido dismutasa reguladora de los niveles celulares de radicales libres. La administración de Al a ratones ha favorecido la acumulación de aluminio en plasma hígado, glándulas adrenales, pulmones, pero no así en cerebro o músculo, manifestando alteraciones motoras y de conducta. Estos experimentos evidencian la neurotoxicidad de las bajas concentraciones de aluminio en animales y permiten suponer que su acción nociva puede extenderse a los pacientes expuestos a él (Yan *et al.*, 1998).

El hidróxido de aluminio era utilizado para neutralizar la acidez del estómago. Se ha comprobado que la presencia de aluminio en sangre es más alta en los pacientes que se dializaban directamente con agua del grifo, quienes sufrían además trastornos comunes como alteraciones del sistema nervioso central y frecuentes fracturas óseas. Los efectos causados por una concentración elevada de aluminio en la sangre incluyen, en los casos de intoxicaciones más graves, alteraciones del sistema nervioso central y del lenguaje, así como alucinaciones, convulsiones y cambios de personalidad.

El nivel de aluminio en sangre, es menor de 0.35 mg l^{-1} , mientras que hasta ahora se aceptaba que la concentración normal en un paciente con función renal adecuada se situaba entre 2 y 8 mg; a partir de 60 mg se sospecha que comienza a ser tóxico.

Se piensa que el aluminio interfiere con el metabolismo normal de las células nerviosas haciéndolas incapaces de transmitir los impulsos, también puede promover "*in vitro*" la polimerización de las tubulinas en los microtúbulos; compitiendo con el ion magnesio (Macdonald *et al.*, 1987). Las últimas investigaciones indican una mutación sobre un gene responsable de producir la proteína cerebral amiloide (Kawahara *et al.*, 1994).

El aluminio puede atravesar la barrera protectora sangre-cerebro por medio de un transportador monocarboxílico, cuando se une al ion citrato. Se ha estudiado la modificación de la relación citrato de aluminio cerebro/sangre por medio de dispositivos de microdiálisis implantados en la corteza cerebral de ratas, cuando se alcanza el estado estacionario, la relación cerebro/sangre es menor de 1, sugiriendo la presencia de un transportador dependiente de la energía, el cuál es inactivado por la presencia de di nitro fenol DNP, un inhibidor del ATP. En presencia de DNP, la relación se aumenta, encontrándose más citrato de aluminio en el fluido extracelular del cerebro (Ackley y Yokel, 1997). La modificación de esta relación se ha estudiado aumentando el pH y se ha obtenido el correspondiente aumento, lo que sugiere

la presencia de un transportador de protones, que remueve aluminio del fluido extracelular del cerebro (Ackley y Yokel, 1998).

La enfermedad de Alzheimer se caracteriza clínicamente por pérdida de la memoria reciente y de las facultades intelectuales, presencia de ansiedad y depresión. No existe tratamiento curativo de esta enfermedad, que va empeorando hasta que conduce en su fase final a la muerte. La enfermedad de Alzheimer es probablemente el resultado de un proceso de envejecimiento multifactorial en el que están implicados componentes genéticos y ambientales, en un porcentaje importante de los casos, se piensa que las características genéticas de los individuos modulan distintas exposiciones ambientales. Entre los factores de riesgo ambientales que se han relacionado con el desarrollo de la enfermedad de Alzheimer se encuentra la exposición a aluminio (Suay y Ballester, 2002).

La presencia de pequeñas cantidades de compuestos orgánicos de aluminio, es determinante en la modificación de la homeóstasis del calcio, aumentando su ingreso a las células cerebrales, alterando la respuesta a los estímulos nerviosos y favoreciendo la degeneración de las neuronas, el aumento de la concentración de calcio en presencia de ATP, indica un rol mediador del ATP en la homeóstasis del calcio (Anghileri *et al.*, 1998).

Suay y Ballester (2002) concluyen que las pruebas existentes no permiten establecer concretamente la relación causal entre el aluminio con la enfermedad de Alzheimer, debido a la dificultad del diagnóstico, de la que no

es posible tener un diagnóstico seguro hasta después de la defunción. Estos autores indican que evolutivamente no estamos adaptados a las grandes concentraciones de aluminio y a las formas químicas en las que este metal actualmente se distribuye en el ambiente. Puesto que el tiempo en el cual estas concentraciones se han visto incrementadas ha sido muy breve, no disponemos de mecanismos enzimáticos capaces de no verse afectados por la presencia de este metal en nuestro organismo.

En los animales la absorción por vía gastrointestinal es normalmente menor del 1%. Los principales factores que influyen en la absorción son la solubilidad, el pH y las especies químicas. Los compuestos complejantes orgánicos, sobre todo el citrato, aumentan la absorción. La absorción del aluminio puede interferir en los sistemas de transporte del calcio y el hierro. La absorción cutánea y por inhalación no ha sido estudiada con detalle. El aluminio se distribuye en la mayoría de los órganos del cuerpo, y cuando las dosis son altas se acumula principalmente en los huesos. De forma limitada pero aún no determinada con precisión, atraviesa la barrera hematoencefálica, y llega también al feto. La orina es la vía más importante de excreción del aluminio. Tras la administración por vía oral de una dosis única de aluminio, pasados 13 días se había excretado un 83% por la orina y un 1,8% por las heces. La semivida de las concentraciones urinarias en soldadores expuestos durante más de 10 años fue de 6 meses o superior.

Entre trabajadores jubilados expuestos al polvo de escamas de aluminio, las semividas calculadas se situaban entre 0.7 y 8 años. El periodo de semieliminación plasmática es de aproximadamente 1 h en los roedores (Forster et al., 1995).

La toxicidad aguda del aluminio metálico y de los compuestos de aluminio es baja; los valores notificados de la DL50 oral están comprendidas entre varios cientos y 1000 mg aluminio/kg de peso corporal. Los valores de la CL₅₀ por inhalación no han sido establecidos. En estudios a corto plazo en los que se examinó una gama adecuada de variables de evaluación después de exponer ratas, ratones o perros a diversos compuestos de aluminio (fosfato sódico de aluminio, hidróxido de aluminio, nitrato de aluminio) a través de los alimentos o del agua, sólo se observaron efectos muy discretos (disminuciones del aumento de peso corporal, asociadas generalmente a un descenso del consumo de comida, o efectos histopatológicos leves) a las dosis más altas (70 a 300 mg aluminio/kg de peso corporal al día). Los efectos sistémicos que siguieron a la administración parenteral incluyeron también disfunción renal (Forbes y Hill, 1998).

No se han hallado estudios de inhalación adecuados. Después de la administración intratraqueal de óxido de aluminio se observó fibrosis asociada a partículas, parecida a la hallada en otros estudios sobre la sílice y el polvo de carbón. No se observaron signos manifiestos de fetotoxicidad, ni alteraciones de los parámetros reproductivos generales después del tratamiento

de ratas con 13, 26 ó 52 mg aluminio/kg de peso corporal al día (en forma de nitrato de aluminio) mediante alimentación forzada. Sin embargo, se observó un retraso dosis-dependiente del crecimiento en la descendencia, a dosis de 13 mg/kg en el caso de las hembras y de 26 mg/kg en el caso de los machos. El nivel mínimo con efectos adversos observados (LOAEL, por sus siglas en inglés) en el desarrollo (disminución de la osificación, aumento de la incidencia de defectos congénitos en las vértebras y el esternón y peso fetal reducido) fue de 13 mg/kg (nitrato de aluminio). Estos efectos no se observaron a dosis más altas de hidróxido de aluminio. Se detectó una reducción del crecimiento posnatal al emplear 13 mg/kg (nitrato de aluminio), aunque no se analizó la toxicidad materna. En estudios sobre el desarrollo cerebral se detectó una disminución de la fuerza de aprehensión en la descendencia de hembras a las que se administraron con los alimentos 100 mg aluminio/kg de peso corporal en forma de lactato de aluminio, no observándose signos de toxicidad materna (Klatzo et al., 2001).

No existen indicios de que el aluminio sea carcinógeno. Puede formar complejos con el ADN, así como enlaces entre las proteínas cromosómicas y el ADN, pero no se ha demostrado que sea mutágeno en bacterias o que induzca mutaciones o transformaciones en células de mamífero *in vitro*. Se han observado aberraciones cromosómicas en células de la medula ósea de ratas y ratones expuestos.

Hay indicios fundados de que el aluminio es neurotóxico en animales de experimentación, aunque se da una considerable variabilidad entre especies. En especies susceptibles, la toxicidad que sigue a la administración parenteral se caracteriza por un deterioro neurológico progresivo, conducente a un estado epiléptico que acarrea la muerte ($DL_{50} = 6 \mu\text{g Al/g}$ de peso seco del cerebro).

Morfológicamente, la encefalopatía progresiva se asocia a una patología neurofibrilar de las neuronas grandes y medianas, sobre todo en la médula espinal, el tallo encefálico y determinadas zonas del hipocampo. Estos ovillos neurofibrilares son morfológica y bioquímicamente diferentes de los que caracterizan la enfermedad de Alzheimer. En animales de experimentación expuestos a sales solubles de aluminio (p.e., lactato y cloruro) a través de los alimentos o el agua, a dosis de 50 mg aluminio/kg de peso al día o mayores, se ha observado un deterioro de la conducta sin signos concomitantes de encefalopatía o cambios neurohistopatológicos manifiestos (Klatzo *etal.*, 2001).

La osteomalacia que afecta al hombre se observa también sistemáticamente en las especies de cierto tamaño (p.e., el perro o el cerdo) expuestas al aluminio; en los roedores se observan manifestaciones parecidas. Estos efectos parecen darse en todas las especies, incluido el hombre, a niveles de aluminio de 100 a 200 $\mu\text{g/g}$ de cenizas óseas.

En las algas acuáticas unicelulares se ha detectado una mayor toxicidad a pH bajo, circunstancia que aumenta la biodisponibilidad del aluminio. Estas algas son más sensibles que otros microorganismos, y de 19 especies lacustres la mayor parte presentaron una inhibición completa del crecimiento a una concentración total de aluminio de 200 $\mu\text{g/litro}$ (pH 5.5). Es posible seleccionar cepas tolerantes al aluminio; se han aislado algas verdes capaces de crecer en presencia de 48 mg/litro a pH 4.6 (Martyn *et al.*, 1997; Gensemer y Playle, 1999).

En los invertebrados acuáticos la CL_{50} está comprendida entre 0.48 mg/litro (poliquetos) y 59.6 mg/litro (dáfidos). En los peces, la CL_{50} a las 96 horas va desde 0.095 mg/litro (pez estandarte americano) hasta 235 mg/litro (gambusia común). Sin embargo, estos resultados deben interpretarse con cautela dados los importantes efectos del pH en la disponibilidad del aluminio. El amplio margen de valores de la CL_{50} se debe probablemente a la distinta disponibilidad. La adición de agentes quelantes, como el NTA y el EDTA, reduce la toxicidad aguda del aluminio para los peces (Gensemer y Playle, 1999).

Los macroinvertebrados responden de diversa forma al aluminio. En el margen normal de pH la toxicidad del aluminio aumenta al disminuir el pH, sin embargo en aguas muy acidas el aluminio puede reducir los efectos del estrés ácido. Algunos invertebrados son muy resistentes al estrés ácido y pueden llegar a ser muy abundantes en aguas acidas. Se ha informado de un

aumento de la tasa de deriva de los invertebrados en cursos de agua en condiciones de estrés por pH o por pH/aluminio; esa es una respuesta común a diversos agentes estresantes. Invertebrados lacustres sobrevivieron en general a la exposición al aluminio en la naturaleza, pero sufrieron en condiciones oligotróficas debido a la disminución del fosfato inducida por la precipitación con el aluminio.

Se han llevado a cabo pruebas de toxicidad en peces a corto y largo plazo en muy diversas condiciones y, lo que es más importante, a distintos valores de pH. Los datos muestran efectos significativos a niveles de aluminio inorgánico monomérico de tan sólo 25 µg/litro. No obstante, la compleja relación entre la acidez y la biodisponibilidad del aluminio dificulta la interpretación de los datos de toxicidad. A niveles de pH muy bajos (inhabituales en aguas naturales) la concentración de H^+ parece ser el factor tóxico, y la adición de aluminio tiende a reducir la toxicidad. En el margen de pH 4.5 a 6.0 el aluminio en equilibrio ejerce su máximo efecto tóxico. Se ha visto que la toxicidad también aumenta a niveles crecientes de pH en la región de pH alcalino. El mecanismo propuesto para explicar la toxicidad del aluminio en los peces es la incapacidad de los animales a mantener el equilibrio osmorregulador, y los problemas respiratorios asociados a la precipitación del aluminio en el moco de las branquias. El primero de estos efectos se asocia a niveles bajos de pH. Estos datos de laboratorio han sido

confirmados por estudios realizados en la naturaleza, especialmente en zonas sometidas a estrés ácido (Gensemer y Playle, 1999).

Los huevos y las larvas de los anfibios se ven afectados por la acidez y el aluminio, dándose una interacción entre estos dos factores. Se ha informado de fenómenos de disminución de la incubación, retraso de la eclosión, retraso de la metamorfosis, metamorfosis con tamaño reducido y aumento de la mortalidad en diversas especies a concentraciones de aluminio inferiores a 1 mg/litro.

CAPÍTULO V

5.1 Objetivo general

Evaluar si el aluminio es un indicador de la calidad ambiental en suelos de carga variable en el estado de Hidalgo.

5.2 Objetivos específicos

- Determinar las propiedades físicas y químicas de los suelos de carga variable.
- Determinar las formas de aluminio presentes en los suelos.
- Identificar los minerales que se han formado y acumulado durante los procesos de formación en los suelos.
- Evaluar la calidad ambiental de los suelos con relación al aluminio.
- Clasificar los suelos de acuerdo con la Base Referencial Mundial del Recurso Suelo.

CAPÍTULO VI

MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 Localización y características del área de estudio

Para llevar a cabo el presente trabajo se seleccionaron dos áreas de estudio en el estado de Hidalgo; el municipio de Mineral del Chico y el de Acaxochitlán, a continuación se describen cada una de las regiones.

Mineral del Chico se encuentra localizado en las coordenadas geográficas son 20° 12' 11" de latitud norte y 98° 44' y 52" de longitud oeste del meridiano de Greenwich, ubicado a 18 kilómetros de la capital del Estado (Figura 6). De un levantamiento de suelos realizado en el Municipio Mineral del Chico, Hidalgo, México, se seleccionó un perfil de suelo tipo, clasificado como Andosol háplico (WRB, 1998); éste se localiza en Las Ventanas, una localidad del Parque Nacional El Chico, Hidalgo, México, el perfil forma parte de las formaciones volcánicas de composición andesítica a riolítica del Supergrupo Pachuca del Oligoceno tardío-Plioceno temprano, (Geyne *et al.*, 1963; Enciso-De la Vega, 1992). El clima C(E)(w₂), templado semifrío subhúmedo con lluvias de verano con lluvia invernal entre 5 y 10 %, con precipitación pluvial anual de 800 mm y temperatura media anual de 12 °C (Diario Oficial del Estado de Hidalgo, 2001). El régimen de humedad del suelo es údico, y el régimen de temperatura del suelo, mésico (Soil Survey Staff, 1995). En la región de estudio el uso dominante del suelo es forestal, donde la vegetación natural que predomina es Bosque de Oyamel (*Abies religiosa*).

El municipio de Acaxochitlán, Hgo. México, donde se seleccionaron cuatro perfiles, éstos se localizan entre las coordenadas 20° 10' 53" y 20° 13' 40" de latitud norte y 98° 12' 35" y 98° 15' 35" de longitud oeste, a una altura promedio de 2,300 m, (Figura 6). Los perfiles estudiados se encuentran en la Formación Atotonilco El Grande, constituidas por rocas basálticas del periodo terciario, compuestas por fenocristales de olivino (20%), augita (10%), óxidos de Fe-Ti (5%) y andesina (3%), el resto lo constituye la matriz, representada por un intercrecimiento de microfenocristales de andesina y augita (Castro-García y Córdoba, 1994; INEGI, 1997)



Figura 6. Localización de las zonas de estudio.

El clima (Cm) templado húmedo con abundantes lluvias en verano, precipitación anual de 1,200 mm y temperatura media de 15.5°C, (Diario

Oficial del Estado de Hidalgo, 2001) El régimen de humedad del suelo es údico y el régimen de temperatura del suelo, méxico (Soil Survey Staff, 1995). En la región de estudio el uso dominante del suelo es forestal, donde la vegetación que predomina es *Quercus spp* (Perfil 1), *Pinus teocote* (Perfil 2), cultivo de maíz (Perfil 3), *Pinus patula* (Perfil 4), los bosque en general presentan una alta perturbación por actividad antropogénica. Ambas zonas se ubican dentro de la provincia geológica de la Faja Volcánica Transmexicana del Cenozoico y ambiente geotectónico de arco continental (Ortega et al., 1992) de la provincia geológica de la Faja Volcánica Transmexicana.

6.2. Muestreo de Suelos

CASO I. La selección de cada perfil se realizó a partir de un estudio previo de fotointerpretación, utilizando fotografías aéreas verticales, pancromáticas, blanco y negro, escala 1:30,000 y material cartográfico de apoyo (Van Zuidam, 1979), esta fase se complementó con recorridos por la zona. Se eligieron cuatro sitios representativos del área, al noroeste de la cabecera municipal de Acaxochitlán, Hidalgo, México a una altitud de 2250.3 (Perfil 1), 2100 (Perfil 2), 2335 (Perfil 3) y 2244 m (Perfil 4), y

CASO 2: Un perfil tipo dentro del Parque Nacional el Chico entre los 20° 11' 07" de latitud norte y los 98° 43' 43" longitud oeste, a una altitud de 2,965 m cada perfil se describió morfológicamente según Ruiz et al. (1999).

De cada capa y horizonte identificado en campo se colectaron muestras alteradas de suelo, éstas se trasladaron al laboratorio, posteriormente, se secaron a temperatura ambiente y tamizaron a través de una malla de 2 mm de diámetro, para determinar sus propiedades físicas y químicas.

6.3. Análisis de Suelos

Los métodos empleados para determinar las propiedades físicas y químicas de cada horizonte se encuentran en el manual de procedimientos para el análisis de suelos de la Soil Survey Laboratory Staff (1976), las variables analizadas fueron: densidad aparente (método de la parafina en muestras inalteradas), densidad real (método del picnómetro), porcentaje del espacio poroso total, por la relación entre densidad aparente y densidad real; distribución del tamaño de partículas, por el método de la pipeta; color, determinado con las tablas de color Munsell, en muestras de suelo en seco y húmedo; pH en agua (1:2.5) y KCl (1:1), con un potenciómetro marca Metrohm Herisao, modelo E588; materia orgánica (MO), por el método de Walkley y Black; capacidad de intercambio catiónico (CIC), por el método de percolación con acetato de amonio 1N pH 7.0 y analizadas por espectrometría de emisión en plasma de inducción acoplada), bases intercambiables por determinación en el extracto obtenido por percolación con acetato de amonio 1N a pH 7; todos los análisis se realizaron por triplicado.

Los óxidos totales (SiO_2 , TiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 , MnO , MgO , CaO , Na_2O , K_2O , P_2O_5) se cuantificaron por fluorescencia de rayos x, con un espectrómetro

secuencial de rayos x SIEMENS SRS 3000 que pertenece al Instituto de Geología, UNAM. Se determinaron los minerales secundarios presentes en la fracción fina menor que 2 μm , por difracción de rayos x (DRX) en un difractorómetro de rayos x, Phillips modelo X Pert.

Para establecer la pérdida o ganancia de óxidos totales se aplicó la constante (K) de aluminio (Al_2O_3) (Krauskopf, 1979), comparando el horizonte mas profundo con los horizontes meteorizados. El porcentaje de carbono orgánico se determinó multiplicando $[6.82 (\% \text{Al}_p - 0.20)]$ (Nanzoy *et al.*, 1993). La extracción química selectiva de Al para determinar la naturaleza de los materiales de rango corto (activos) y cristalinos (libres) se realizó con los siguientes métodos: extracción de Al lábil se llevó a cabo con ditionito-citrato-bicarbonato, Al_{dcb} , (Mehra y Jackson, 1960); extracción de óxidos amorfos y óxidos hidratados de Al por oxalato ácido de amonio, Al_o , (Smith, 1994); la extracción de Al presente en complejos orgánicos se hizo con pirofosfato de sodio, Al_p , (Smith, 1994) y cloruro de cobre, Al_{cu} (Juo y Kamprath, 1979). El contenido de alófono fue estimado usando la formula $(\text{Al}_o - \text{Al}_p)/\text{Si}_o$ (Parfitt, 1990). El Al presente en la disolución se determinó mediante espectrometría de emisión en plasma de inducción acoplado, (ICP) marca Perkin Elmer 3000, modelo Lamda 2S. Se determinaron los minerales secundarios presentes en la fracción fina menor que 2 μm , por difracción de rayos X (DRX) en un difractorómetro de rayos X, Phillips modelo X Pert y espectrofotometría de infrarroja en un Perkin Elmer FT-IR System Spectrum GX.

CAPÍTULO VII RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1. Caracterización de los suelos estudiados

CASO 1 Municipio de Acaxochitlán, Hidalgo.

Las características morfológicas se resumen en el Cuadro 6. El **Perfil 1** se ubica entre las coordenadas 20° 10' 53" de latitud norte y 98° 15' 35" a una altitud de 2250.3 m con vegetación de bosque de encino bastante perturbado por actividades humanas y una pendiente del 4%, se localiza a pie de monte. Se identificaron 4 horizontes, el horizonte A1 con 9 cm de espesor a partir de la superficie; su color es 10YR4/4 pardo amarillo oscuro en seco y 10YR3/4 pardo amarillo oscuro en húmedo, con epipedón mólico, presenta una transición ondulada y abrupta con el siguiente horizonte; consistencia friable en húmedo; estructura débilmente desarrollada granular mediana con bloques subangulares; raíces abundantes de tamaño fino.

El horizonte A2 con una profundidad de 9 a 37 cm; su color es 2.5Y5/3 pardo olivo claro en seco y 2.5Y3/3 pardo olivo oscuro en húmedo, presenta una transición ondulada y abrupta con el siguiente horizonte; consistencia friable en húmedo; estructura débilmente desarrollada de bloques subangulares, tamaño mediano con abundantes raíces finas y medias. A una profundidad de 37 a 50 cm se encuentra el horizonte Bt que tiene una coloración 10YR4/3 pardo en seco y 10YR4/6 pardo amarillo oscuro en húmedo, presenta una transición ondulada y gradual con el siguiente horizonte, consistencia firme en húmedo, estructura moderadamente desarrollada de

bloques subangulares, tamaño medio con frecuentes raíces finas y abundantes medias.

El horizonte C se encuentra a 50 cm de profundidad, su color es 2.5Y7/3 amarillo pálido en seco y 2.5y6/8 amarillo olivo en húmedo, consistencia firme en húmedo, estructura moderadamente desarrollada de bloques subangulares de tamaño medio; raíces abundantes medias y gruesas.

Perfil 2 se sitúa entre las coordenadas 20° 13' 46' de latitud norte y 98° 12' 35" de longitud oeste a una altitud de 2100 m, en el paraje denominado Ocatepec, una pendiente del 6% con vegetación de bosque de ocote moderadamente perturbado por actividades humanas. Se identificaron 6 horizontes, el horizonte A1 con 12 cm de espesor a partir de la superficie, su color es 10YR3/2 pardo grisáceo muy oscuro en seco y 10YR2/1 negro en húmedo, con epipedón úmbrico, presenta una transición horizontal y clara con el siguiente horizonte, consistencia friable en húmedo, estructura granular fina con abundantes raíces de tamaño fino.

Cuadro 6. Características morfológicas de los suelos estudiados en la región de Acaxochitlán, Hidalgo, México

Profundidad cm	Estructura Ruiz <i>et al.</i> , 1999	Consistencia en húmedo Ruiz <i>et al.</i> , 1999	Transición Ruiz <i>et al.</i> , 1999
Perfil 1			
0 – 9	Granular mediana con bloques subangulares medianos y finos	Friable	Ondulada y abrupta
9 – 37	Bloques subangulares medianos.	Friable	Ondulada y abrupta
37 – 50	Bloques subangulares medianos	Firme	Ondulada y gradual
> 50	Bloques subangulares medianos	Firme	-----
Perfil 2			
0 – 12	Granular fina	Friable	Horizontal y clara
12 – 22	Bloques subangulares medianos y finos	Friable	Ondulada y clara
22 – 38	Bloques subangulares medianos	Friable	Ondulada y difusa
38 – 69	Bloques subangulares medianos	Friable	Ondulada y difusa
69 – 100	Bloques subangulares medianos	Firme	Ondulada y difusa
> 100	Bloques subangulares medianos	Firme	-----
Perfil 3			
0 – 9	Bloques subangulares medianos y finos	Friable	Horizontal y gradual
9 – 22	Bloques subangulares medianos	Firme	Ondulada y difusa
22 – 30	Bloques subangulares medianos	Firme	Ondulada y difusa
30 – 50	Bloques subangulares medianos	Firme	Horizontal y difusa
50 – 66	Bloques subangulares medianos y gruesos	Firme	Horizontal y difusa
> 66	Bloques subangulares medianos y gruesos	Firme	-----
Perfil 4			
0 – 8	Bloques subangulares medianos y finos	Friable	Ondulada y difusa
8 – 17	Bloques subangulares medianos	Friable	Ondulada y gradual
17 – 64	Bloques subangulares medianos y gruesos	Firme	Ondulada y difusa
64 – 86	Bloques subangulares medianos y gruesos	Firme	Ondulada y difusa
> 86	Bloques subangulares medianos y gruesos	Firme	-----

El horizonte A2 tiene una profundidad de 12 a 22 cm su color es 10YR3/2 pardo grisáceo muy oscuro en seco y 10YR2/1 negro en húmedo, presenta una transición ondulada y clara con el siguiente horizonte, consistencia friable en húmedo, estructura moderadamente desarrollada de bloques subangulares, tamaño medio y fino; raíces finas y medias; el horizonte A3 con una profundidad de 22 a 38 cm, que tiene una coloración

10YR4/3 pardo en seco y 10YR3/2 pardo grisáceo muy oscuro en húmedo, presenta una transición ondulada y difusa con el siguiente horizonte, consistencia friable en húmedo; estructura moderadamente desarrollada de bloques subangulares, tamaño medio con abundantes raíces medias.

El horizonte A4 se encuentra entre 38 a 69 cm, su color es 10YR4/2 pardo grisáceo oscuro en seco y 10YR2/2 pardo muy oscuro en húmedo, límite ondulado y difuso con relación al siguiente horizonte, consistencia friable en húmedo; estructura moderadamente desarrollada de bloques subangulares, tamaño medio con abundantes raíces medias. Entre los 69 a 100 cm de profundidad se localiza el horizonte Btw que tiene una coloración 10YR5/3 pardo en seco y 10YR3/4 pardo amarillo oscuro en húmedo, su transición ondulada y difusa con relación al siguiente horizonte, consistencia firme en húmedo; estructura moderadamente desarrollada de bloques subangulares, tamaño medio y con abundantes raíces gruesas y medias.

El horizonte Btw2 con una profundidad mayor de 100 cm, su color es 10YR5/4 pardo amarillento en seco y 10YR3/4 pardo amarillento oscuro en húmedo, consistencia firme en húmedo; estructura moderada a fuertemente desarrollada de bloques subangulares, tamaño medio con raíces gruesas frecuentes.

Perfil 3, se encuentra entre las coordenadas 20° 11' 58" de latitud norte y 98° 14' 22" de longitud oeste a una altitud de 2335 m, con una pendiente del 3%, donde se cultiva maíz criollo bajo condiciones de temporal. Se identificaron 6 horizontes, el horizonte A1 con 9 cm de espesor a partir de la superficie; su color 5YR4/3 pardo rojizo en seco y 5YR2.5/2 pardo oscuro rojizo en húmedo, con epipedón úmbrico, límite horizontal y gradual con la siguiente capa, consistencia friable en húmedo; estructura es granular y de bloques subangulares de tamaño fino de débil desarrollo con abundantes raíces de tamaño fino.

El horizonte Bt, con una profundidad de 9 a 22 cm, presentó un color 2.5YR4/3 pardo rojizo en seco y 2.5YR2.5/2 pardo oscuro rojizo en húmedo, presenta una transición ondulada y difusa con el siguiente horizonte; consistencia firme en húmedo; estructura moderadamente desarrollada de bloques subangulares, tamaño medio; raíces de tamaño fino y medias. A partir de 22 a 50 cm se presentan dos horizontes 2Bt1 (22 a 30 cm) y 2Bt2 (30 a 50 cm) su color 5YR4/4 pardo rojizo en seco y 5YR3/3 pardo oscuro rojizo en húmedo, presenta una transición ondulada y difusa con excepción del 2Bt2 que muestra una transición horizontal y difusa con relación a la siguiente capa, consistencia firme en húmedo; estructura moderadamente desarrollada de bloques subangulares de tamaño medio; raíces medias y gruesas.

El horizonte 2BC tiene una profundidad de 50 a 66 cm, su color es 5YR4/4 pardo rojizo en seco y 5YR3/3 pardo oscuro rojizo en húmedo, presenta una transición horizontal y difusa con respecto al siguiente horizonte; consistencia firme en húmedo, estructura moderadamente desarrollada de bloques subangulares, tamaño medio y gruesos; raíces pocas, finas a delgadas. A una profundidad mayor de 66 cm se localiza el horizonte C que tiene una coloración 5YR4/4 pardo rojizo en seco y 5YR3/3 pardo oscuro rojizo en húmedo; consistencia firme en húmedo; estructura moderadamente desarrollada de bloques subangulares, tamaño medio y grueso.

Perfil 4, localizado entre las coordenadas 20° 11' 55" de latitud norte y 98° 14' 19" de longitud oeste a una altitud de 2244 m, con una pendiente del 8% y una vegetación de bosque de pino moderadamente alterada por actividades humanas. Se identificaron 5 horizontes, el horizonte A con 8 cm de espesor a partir de la superficie, su color 5YR4/3 pardo rojizo en seco y 5YR2.5/2 pardo rojizo oscuro en húmedo, horizonte de diagnóstico úmbrico; límite ondulado y difuso; consistencia friable en húmedo, estructura débilmente desarrollada de bloques subangulares, tamaño fino; raíces finas abundantes.

El horizonte A2 tiene una profundidad de 8 a 17 cm, su color es 2.5YR4/3 pardo rojizo en seco y 2.5YR2.5/2 rojo muy oscuro en húmedo; presenta una transición ondulada y gradual con respecto al siguiente horizonte;

consistencia friable en húmedo; con epipedón úmbrico estructura moderadamente desarrollada de bloques subangulares, tamaño medio y fino; raíces abundantes finas y medias. A una profundidad de 17 a 64 cm se sitúa el horizonte Btw1 que tiene una coloración 5YR4/4 pardo rojizo en seco y 5YR3/3 pardo oscuro rojizo en húmedo; límite ondulado y difuso; consistencia firme en húmedo; estructura moderadamente desarrollada de bloques subangulares, tamaño medio y grueso; raíces medias frecuentes. El horizonte Btw2 su color 7.5YR4/4 pardo en seco y 7.5YR3/3 pardo oscuro en húmedo, límite ondulado y difuso; consistencia firme en húmedo; estructura moderadamente desarrollada de bloques subangulares, tamaño medio y grueso; raíces medias y gruesas frecuentes. A una profundidad mayor de 86 cm se localiza el horizonte Btw3 que tiene una coloración 5YR4/4 pardo rojizo en seco y 5YR3/4 pardo oscuro rojizo en húmedo; consistencia firme en húmedo; estructura moderadamente desarrollada de bloques subangulares, tamaño medio y grueso; raíces medias escasas.

7.2 Propiedades físicas

Los perfiles estudiados en general presentan un buen drenaje, las texturas que dominan son franco, franco arenosa y arcillosa (Cuadro 7). El Perfil 3 presenta un horizonte A truncado, debido al cambio de uso del suelo, forestal a agrícola, que da como consecuencia la pérdida parcial del horizonte A por erosión hídrica. Los suelos forestales Perfiles 1, 2 y 4 presentan un incremento de arcilla con la profundidad (30 a 50% de arcilla) y la presencia

de revestimientos arcillosos en los horizontes Bt, mismas que son producto de la acción de los factores de formación del suelo y de la ocurrencia de procesos específicos o combinación de varios de ellos en el transcurso del tiempo (Boul *et al.*, 1989).

Marshall (1977) menciona que la acumulación de arcilla que se presenta en los suelos, es producto de la importante lixiviación que tiene lugar durante la mayor parte del año y es también evidente por las películas o revestimientos que caracterizan al horizonte Bt el cual puede extenderse hasta grandes profundidades.

En los horizontes superficiales de los cuatro perfiles la densidad aparente oscila de 1.1 a 0.63 Mg m⁻³, ésta se incrementa con la profundidad con excepción del Perfil 1 que se reduce. West *et al.* (2004) reportan que suelos que presentan una densidad aparente baja, permeabilidad alta y resistencia a la erosión bajo condiciones de precipitación elevada, es propia de suelos que contienen frecuentemente haloisita y óxidos de hierro, situación que prevalece en estos suelos. La densidad real varió de 1.54 a 2.30 Mg m⁻³ tiende a aumentar con la profundidad del suelo en los Perfiles 2, 3 y 4, lo que indica la presencia de materiales menos intemperizados. La densidad real es congruente con la naturaleza del material parental (Cuadro 7), por lo que esos valores indicaron dominancia de minerales ligeros en todas sus fracciones.

Las características anteriores proporcionan a los suelos un medio físico adecuado con buena aireación, buen drenaje y adecuada porosidad.

7.3 Propiedades Químicas

En el Cuadro 8 se presentan los valores promedios obtenidos para algunas propiedades químicas de los cuatro perfiles. Los resultados del Cuadro 8 indican que los Perfiles 2 y 4 tienen un alto contenido de materia orgánica en los horizontes superficiales, el Perfil 3 se considera medio y muy bajo para el Perfil 2, el porcentaje de materia orgánica decrece con la profundidad del suelo hasta llegar a valores considerados como muy pobres, el contenido de carbono orgánico es muy alto en los primeros horizontes, y tiende a disminuir al aumentar la profundidad del suelo. El suelo cultivado (Perfil 3) presentó un epipedón úmbrico debido al contenido de materia orgánica, lo anterior sugiere una reciente incorporación de ese terreno a la agricultura

Cuadro 7. Propiedades físicas de los suelos estudiados en la región de Acaochitlán, Hidalgo, México

Profundidad Cm	Col or		Densidad		Porosidad %	Textura %			Clase textural
	Seco	Húmedo	Aparente	Real		Arena	Limo	Arcilla	
Perfil 1									
0 - 9	10YR4/4 Pardo amarillo oscuro	10YR3/4 Pardo amarillo oscuro	1.10	2.06	46.60	36	42	22	Franco
9 - 37	2.5Y5/3 Pardo olivo claro	2.5Y3/3 Pardo olivo oscuro	1.09	2.02	46.04	48	28	24	Franco arcillo arenoso
37 - 50	10YR4/3 Pardo	10YR4/6 Pardo amarillo oscuro	1.06	2.14	50.47	30	30	40	Arcilloso
> 50	2.5Y7/3 Amarillo pálido	2.5Y6/8 Amarillo olivo	0.89	1.82	51.10	74	16	10	Franco arenoso
Perfil 2									
0 - 12	10YR3/2 Pardo grisáceo muy oscuro	10YR2/1 Negro	0.63	1.54	59.09	54	42	4	Franco arenoso
12 - 22	10YR3/2 Pardo grisáceo muy oscuro	10YR2/1 Negro	0.67	1.61	58.39	60	34	6	Franco arenoso
22 - 38	10YR4/3 Pardo	10YR3/2 Pardo grisáceo muy oscuro	0.80	1.82	56.04	68	26	6	Franco arenoso
38 - 69	10YR4/2 Pardo grisáceo oscuro	10YR2/2 Pardo muy oscuro	0.83	2.01	58.71	74	18	8	Franco arenoso
69 - 100	10YR5/3 Pardo	10YR3/4 Pardo amarillo oscuro	0.92	2.15	57.21	36	16	48	Arcilla
> 100	10YR5/4 Pardo amarillento	10YR3/4 Pardo amarillento osc.	0.95	2.30	58.70	38	30	32	Arcilloso
Perfil 3									
0 - 9	5YR4/3 Pardo rojizo	5YR2.5/2 Pardo oscuro rojizo	0.78	1.80	56.67	34	44	22	Franco
9 - 22	2.5YR4/3 Pardo rojizo	2.5YR2.5/2 Pardo oscuro rojizo	0.86	1.87	54.01	28	42	30	Arcilloso
22 - 30	5YR4/4 Pardo rojizo	5YR3/3 Pardo oscuro rojizo	0.95	1.89	49.74	28	46	26	Franco
30 - 50	5YR4/4 Pardo rojizo	5YR3/3 Pardo oscuro rojizo	0.89	1.91	53.40	30	46	24	Franco
50 - 66	5YR4/4 Pardo rojizo	5YR3/4 Pardo oscuro rojizo	0.89	1.86	52.15	38	44	18	Franco
> 66	5YR4/4 Pardo rojizo	5YR3/2 Pardo oscuro rojizo	0.79	1.64	51.83	68	22	10	Franco arenoso
Perfil 4									
0 - 8	5YR4/3 Pardo rojizo	5YR2.5/2 Pardo rojizo oscuro	0.76	1.79	57.54	26	42	32	Arcilloso
8 - 17	2.5YR4/3 Pardo rojizo	2.5YR2.5/2 Rojo muy oscuro	0.88	1.92	54.17	24	36	40	Arcilloso
17 - 64	5YR4/4 Pardo rojizo	5YR3/3 Pardo rojizo oscuro	0.86	1.90	54.74	22	28	50	Arcilla
64 - 86	7.5YR4/4 Pardo	7.5YR3/3 Pardo oscuro	0.91	1.88	51.60	24	28	48	Arcilla
> 64	5YR4/4 Pardo rojizo	5YR3/4 Pardo rojizo oscuro	0.88	2.09	57.89	24	26	50	Arcilla

El pH varió de 6.7 a 4.9, de ligeramente ácido a ácido, con una ligera disminución de acidez al aumentar la profundidad en el Perfil 2, en los otros tres perfiles se presenta un incremento de la acidez con relación a la profundidad del suelo, éstos resultados coinciden con lo reportado por Porta *et al.* (1999), la acidez generalmente aumenta con la profundidad en áreas de alta precipitación. Las coníferas incrementan la acidez del suelo y, asociada con ésta, se alteran procesos edáficos como: hidrólisis ácida, lixiviación de cationes básicos, nitrificación y actividad fúngica.

Los suelos con altos contenidos de materia orgánica pueden tener a la vez una mayor CIC y pH's bajos, debido a que la materia orgánica contiene una gran cantidad de grupos carboxilos (R-COOH) lo cual resulta de una alta densidad de sitios ionizados y la liberación de H^+ y por consecuencia pH's ácidos (Jonson *et al.*, 2000). Zapata (2004) menciona que la acidez incide directamente en la fertilidad de los suelos, ocasionando un mayor o menor grado de solubilidad de los elementos nutrimentales para las plantas y afectando de este modo la producción agrícola y forestal. El ApH varió de -0.77 a -1.80 lo que indica que los suelos estudiados presentan carga negativa neta permanente (Uehara y Gillman, 1981).

En relación a las bases intercambiables el calcio, magnesio y potasio presentan valores bajos a muy bajos en los Perfiles 2, 3 y 4, estos valores pueden ser considerados como un nivel crítico. El Perfil 1 muestra contenidos altos de cationes intercambiables (Cuadro 8). El porcentaje de saturación de

bases es mayor del 50% en el Perfil 1 y la tendencia de ésta fue disminuir con la profundidad del suelo, mientras que, en los Perfiles 2, 3 y 4 es menor del 20%, incrementándose éstas con relación a la profundidad del suelo, lo cual indica un grado de desaturación o eliminación de bases por lixiviación y lavado del suelo. El mayor porcentaje de bases en el Perfil 1 se debe posiblemente al tipo de vegetación presente (*Quercus spp*) ya que el proceso de descomposición de las hojas de los árboles caducifolios causada por lombrices, bacterias y las condiciones climáticas, por lo general es mas rápida y puede efectuarse en el curso de un año a diferencia de las coníferas que tardan de siete a diez años (Fitzpatrick, 1978), liberándose los compuestos minerales de la materia orgánica, acumulándose éstos en los horizontes superficiales.

La capacidad de intercambio catiónico en general se puede considerar alta (promedio de $30 \text{ Cmol}^+\text{kg}^{-1}$), lo que se atribuye, en gran parte, a la presencia de sesquióxidos (Johnson, 2002), al contenido de materia orgánica y a la naturaleza de las arcillas (Dixon, 2000). Takahashi *et al.* (2001) mencionan que al presentarse un desorden en la estructura cristalina de la haloisita, ésta puede ser responsable de una mayor área superficial y de la capacidad de intercambio catiónico. Johnson *et al.* (2000) reportan que en suelos forestales de Nueva Inglaterra y del noreste de USA (Johnson, 2002) la materia orgánica es la fuente predominante de sitios de intercambio, lo que muestra el alto grado de transformación y evolución de la materia orgánica de esos suelos.

Meyer y Arp (1994) reportan que en suelos forestales ácidos, al determinar la capacidad de intercambio catiónico con NH_4OAc 1N (pH, 7.0) tiende a exceder los resultados, situación que prevaleció en el presente trabajo. Li *et al.* (1998) concluyen que la capacidad de intercambio catiónico de suelos forestales de Taiwán es influenciada primeramente por la cantidad de materia orgánica, los minerales de rango corto y los contenidos de arcilla en el suelo. La fertilidad potencial de los suelos estudiados es moderada, debido principalmente a la limitada presencia de cationes básicos intercambiables.

7.4 Óxidos lábiles

El Cuadro 9 presenta los resultados de los óxidos lábiles, en general el aluminio y silicio decrecen con la profundidad del suelo, lo que indica que parte de éste, se polimeriza y acompleja para formar estructuras cristalinas, arcillas (caolinita, haloisita) en los horizontes Bt, y el contenido de hierro lábil en general aumenta, respecto de la profundidad.

Cuadro 8. Propiedades químicas de los suelos estudiados en la región de Acaxochitlán, Hidalgo, México.

Profundidad [m]	Horizonte	pH		Δ pH	M. O. %	C %	C.I.C. cmol(+)kg ⁻¹	Bases intercambiables cmol(+) kg ⁻¹				Saturación bases %
		H ₂ O	KCl					Na	K	Ca	Mg	
Perfil 1												
0-9	A1	6.25	4.53	-1.72	3.82	2.22	41.4	1.31	2.06	16.84	3.09	56.28
9-37	A2	6.62	5.61	-1.01	1.36	0.79	36.8	0.68	1.14	19.49	3.83	68.32
37-50	Bt1	6.7	4.9	-1.80	2.1	1.22	36.2	1.34	1.14	12.55	2.3	47.87
>50	C	5.52	4.23	-1.29	0.13	0.08	42.8	0.83	0.2	0.27	0.09	3.25
Perfil 2												
0-12	A1	4.94	4.1	-0.84	16.21	9.40	17.6	0.93	0.17	0.30	0.08	8.41
12-22	A2	5.13	4.27	-0.86	15.53	9.01	23.6	1.08	0.24	0.37	0.11	7.63
22-38	A3	5.13	4.19	-0.94	6.9	4.00	17.0	1.07	0.47	0.39	0.1	11.94
38-69	A4	5.2	4.4	-0.77	6.78	3.93	17.6	1.02	0.34	0.40	0.1	10.57
69-100	Btw1	5.18	4.15	-1.03	3.21	1.86	11.6	0.86	0.21	0.44	0.11	13.97
>100	Btw2	5.15	4.24	-0.91	2.8	1.62	8.8	0.73	0.17	0.30	0.11	14.89
Perfil 3												
0-9	A1	5.48	4.46	-1.02	10.37	6.02	31.40	0.45	2.46	2.03	0.66	17.83
9-22	Bt	5.49	4.48	-1.01	6.18	3.58	20.00	0.32	0.73	1.25	0.39	13.45
22-30	2Bt2	5.48	4.47	-1.01	6.18	3.58	24.40	0.3	0.85	1.27	0.33	11.27
30-50	2Bt3	5.2	4.25	-0.95	2.68	1.55	25.20	0.28	0.82	1.31	0.36	10.99
50-66	2Bt4	5.16	4.24	-0.92	0.47	0.27	27.28	0.27	0.92	1.36	0.51	11.22
>66	C	5.18	4.23	-0.95	0.7	0.41	28.00	0.23	0.9	1.38	0.5	10.75
Perfil 4												
0-8	A1	6.29	4.78	-1.51	13.17	7.64	44.00	0.35	0.65	2.31	1.05	9.91
8-17	A2	5.95	4.5	-1.45	6.06	3.52	26.00	0.23	0.45	1.40	0.83	11.19
17-64	Btw	5.98	4.62	-1.36	0.47	0.27	17.00	0.21	0.13	1.03	0.97	13.76
64-86	Btw2	6.15	4.58	-1.57	0.47	0.27	25.00	0.27	0.14	0.88	0.93	8.88
>86	Btw3	6	4.55	-1.45	0.12	0.07	25.20	0.27	0.12	0.87	0.96	8.81

La relación molar de los óxidos lábiles $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ y $\text{SiO}_2/\text{Fe}_2\text{O}_3$ muestra la alteración que se presenta en el perfil de intemperismo. La relación $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ en el Perfil 1 es significativa desde el punto de vista de alteración, solo en los primeros 50 cm, donde las relaciones oscilan de 1.33 - 2.95 manifiestan procesos de transformación, se corrobora con la relación $\text{SiO}_2/\text{Fe}_2\text{O}_3$ donde inciden de forma directa los factores pedogenéticos. Posterior a esta profundidad se tienen valores altos que sugieren una alteración relativa de los minerales primarios.

Las relaciones moleculares $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ de los Perfiles 2, 3 y 4 menores de 1.65 indican un mayor grado de alteración de los minerales primarios y secundarios por procesos geoquímicos y pedogenéticos. La secuencia de los óxidos lábiles que se presentan en los horizontes Bt es: $\text{Fe}_2\text{O}_3 > \text{Al}_2\text{O}_3 > \text{SiO}_2$ lo que indica una etapa de intemperización avanzada de los minerales (Chesworth, 1977), debido a las condiciones climáticas que prevalecen en la zona de estudio y la naturaleza básica del material geológico.

La cantidad de aluminio lábil o fácilmente extraíble presente en estos suelos puede considerarse moderadamente tóxicos para las especies vegetales, esto indica que el aluminio en esta región puede ocasionar una desestabilidad en las propiedades físicas (de agregados, velocidad de infiltración, retención de agua, entre otros) y químicas (disminución de la capacidad de intercambio catiónico, retención de aniones y cationes, entre otros) que influyen en la calidad del suelo.

Cuadro 9. Óxidos lábiles de SiO₂, Al₂O₃, Fe₂O₃ y sus relaciones molares en los perfiles.

Profundidad	Al	Fe	Si	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	SiO ₂	SiO ₂ /Al ₂ O ₃	SiO ₂ /Fe ₂ O ₃	SiO ₂ /Al ₂ O ₃ +Fe ₂ O ₃
Perfil 1									
0 - 9	0.13	1.15	0.169	0.25	1.64	0.36	2.50	0.58	0.19
9 - 37	0.139	1.29	0.096	0.26	1.84	0.21	1.33	0.30	0.10
37 - 50	0.173	1.5	0.266	0.33	2.14	0.57	2.95	0.71	0.23
> 50	0.08	0.34	0.22	0.15	0.49	0.47	5.28	2.57	0.74
Perfil 2									
0 - 12	2.91	2.14	0.95	5.50	3.06	2.03	0.63	1.77	0.24
12 - 22	3.11	2.78	1.04	5.87	3.97	2.22	0.64	1.49	0.23
22 - 38	1.99	2.85	0.53	3.76	4.07	1.13	0.51	0.74	0.14
38 - 69	2.02	3.01	0.51	3.82	4.30	1.09	0.49	0.67	0.13
69 - 100	1.01	3.84	0.07	1.91	5.49	0.15	0.13	0.07	0.02
> 100	0.52	2.96	0.05	0.98	4.23	0.11	0.18	0.07	0.02
Perfil 3									
0 - 9	0.65	2.03	0.18	1.23	2.90	0.39	0.53	0.35	0.09
9 - 22	0.78	2.8	0.18	1.47	4.00	0.39	0.44	0.26	0.07
22 - 30	0.83	2.73	0.18	1.57	3.90	0.39	0.42	0.26	0.07
30 - 50	0.47	2.67	0.12	0.89	3.82	0.26	0.49	0.18	0.05
50 - 66	0.24	2.3	0.142	0.45	3.29	0.30	1.14	0.25	0.08
> 66	0.21	2	0.18	0.40	2.86	0.39	1.65	0.36	0.12
Perfil 4									
0 - 8	0.43	2.42	0.12	0.81	3.46	0.26	0.54	0.20	0.06
8 - 17	0.5	3.4	0.11	0.94	4.86	0.24	0.42	0.13	0.04
17 - 64	0.45	3.67	0.15	0.85	5.25	0.32	0.64	0.16	0.05
64 - 86	0.31	3.12	0.11	0.59	4.46	0.24	0.68	0.14	0.05
> 86	0.39	3.69	0.14	0.74	5.28	0.30	0.69	0.15	0.05

7.5 Óxidos totales, ganancias y pérdidas

Los Cuadros 10, 11, 12, y 13 muestran los contenidos de óxidos totales, las pérdidas y ganancias resultantes y las relaciones molares de los horizontes estudiados. Los contenidos de SiO_2 indican que son materiales de naturaleza máfica (basáltica). En los horizontes superficiales de los cuatro perfiles, la cantidad determinada de SiO_2 fue elevada en comparación con el Al_2O_3 y Fe_2O_3 además de trazas de óxidos de Ti, K, Na, Ca, Mg y Mn atribuible a la alteración de materiales ferromagnesianos y feldespatos (Elsass *et al.*, 2000). Las relaciones molares $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ en todos los perfiles manifiestan valores bajos, lo que representa un nivel de intemperización alta. La relación $\text{SiO}_2/\text{Fe}_2\text{O}_3$ muestra proporciones mayores que la $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ debido a la mayor abundancia de aluminio sobre el hierro, lo que confirma el nivel de intemperización citado; la relación $\text{SiO}_2/(\text{Al}_2\text{O}_3+\text{Fe}_2\text{O}_3)$ con cocientes bajos, apoyan lo anterior. Tan y Troth (1982) reportan que al disminuir la relación $\text{SiO}_2/(\text{Al}_2\text{O}_3+\text{Fe}_2\text{O}_3)$ y $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ con la profundidad en el perfil, indica la traslocación de Al y Fe y/o migración de arcilla de los horizontes superiores a los inferiores. Las condiciones ambientales que prevalecen en la zona de estudio promueven la liberación de cationes libres y la liberación de óxidos, principalmente de aluminio.

7.6 Mineralogía

La fracción fina estuvo dominada por caolinita, haloisita 7Å, óxidos de hierro (goethita), cuarzo y albita (Figura 9), en general todas las muestras fueron dominadas por caolinita. Dixon (2000) reportó que la caolinita es un material ubicuo y es especialmente abundante en suelos ácidos, coincide

con lo reportado en el presente trabajo. La extracción de sílice (desilificación) de los minerales primarios y secundarios fue promovida por la acidez del suelo. La caolinita es el resultado de la desilificación de los minerales primarios, por lo que su elevada abundancia puede atribuirse al bajo pH del suelo. El hierro como goethita (óxido de hierro cristalino), su presencia depende de una buena aireación, una temperatura y humedad adecuada, además de un alto potencial reductor-oxidante en el suelo (Acevedo *et al.*, 2004; Smith, 1994).

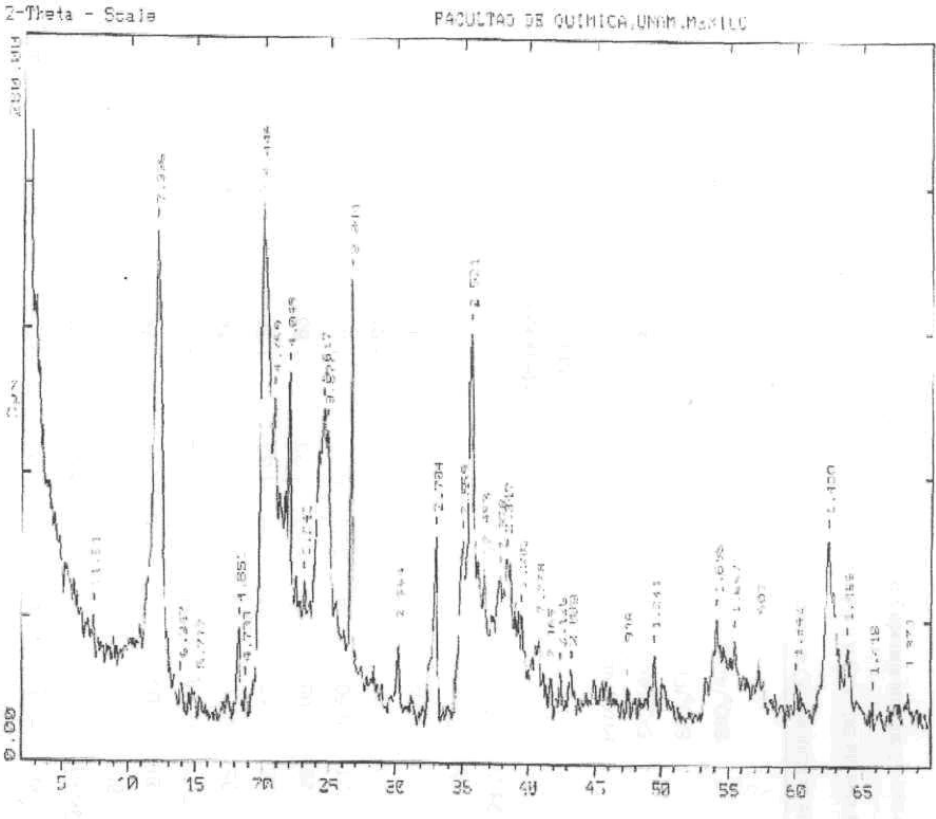


Figura 6. Difractograma del horizonte Btw del perfil 4

Cuadro 10. Óxidos totales y pérdidas o ganancias por intemperismo del Perfil 1.

Óxidos	Profundidad (cm)				K [‡]			Perdidas o		
	Totales	> 50	37 - 50	9 - 37	0 - 9	Bt1	A2	A1	Ganancias	
SiO ₂	46.61	48.61	51.66	50.50	55.28	64.19	61.87	8.67	17.58	15.26
TiO ₂	1.86	2.30	2.12	2.14	2.62	2.63	2.62	0.76	0.77	0.76
Al ₂ O ₃	23.88	21.00	19.22	19.49	1.14	1.24	1.23	0.00	0.00	0.00
Fe ₂ O ₃	10.11	12.24	10.56	10.56	13.92	12.01	12.01	3.81	1.90	1.90
MnO	0.05	0.22	0.12	0.19	0.25	0.14	0.22	0.20	0.09	0.17
MgO	1.33	1.17	1.21	1.19	1.33	1.38	1.35	0.00	0.05	0.02
CaO	1.26	1.08	1.61	1.47	1.23	1.83	1.67	-0.03	0.57	0.41
Na ₂ O	0.21	0.50	0.94	0.83	0.57	1.07	0.94	0.36	0.86	0.73
K ₂ O	0.24	0.57	0.89	0.85	0.65	1.01	0.97	0.41	0.77	0.73
P ₂ O ₅	0.05	0.07	0.09	0.09	0.08	0.10	0.10	0.03	0.05	0.05
PXC	12.64	11.45	9.71	11.01						
Total	98.26	99.23	98.21	98.32						

Relaciones				
Molares				
Profundidad	> 50	37 - 50	9 - 37	0 - 9
SiO ₂ /Al ₂ O ₃	3.31	3.93	4.56	4.40
SiO ₂ /Fe ₂ O ₃	12.25	10.56	13.00	12.71
SiO ₂ /Al ₂ O ₃ +Fe ₂ O ₃	2.61	2.86	3.38	3.27

‡ La constante de aluminio (K) se obtiene de dividir el porcentaje de aluminio del horizonte inferior (C) entre el porcentaje de aluminio del horizonte alterado Bt1, A2 y A1. Esta constante se multiplica por cada uno de los óxidos de los horizontes alterados. Los resultados se comparan con el horizonte alterado y por sustracción se obtienen las pérdidas (-) o ganancias (+) PXC, pérdida por calcinación (Krauskopf, 1979)

Cuadro 11. Óxidos totales y pérdidas o ganancias por intemperismo del Perfil 2.

Óxidos	Profundidad (cm)						K [‡]					Perdidas o Ganancias				
	Totales	> 100	69 - 100	38 - 69	22 - 38	12 - 22	0 - 12	Btw1	A4	A3	A2	A1	Btw1	A4	A3	A2
SiO ₂	37.03	36.24	31.23	31.24	26.10	26.76	36.65	35.35	35.74	40.73	45.44	-0.38	-1.68	-1.29	3.70	8.41
TiO ₂	2.15	2.16	1.94	1.84	3.00	1.30	2.18	2.20	2.10	4.68	2.21	0.03	0.05	-0.05	2.53	0.06
Al ₂ O ₃	33.86	33.48	29.91	29.60	21.70	19.94	1.01	1.13	1.14	1.56	1.70	0	0	0	0	0
Fe ₂ O ₃	12.59	12.26	11.96	11.36	13.00	11.69	12.40	13.54	12.99	20.28	19.85	-0.19	0.95	0.40	7.69	7.26
MnO	0.04	0.05	0.04	0.05	0.16	0.09	0.05	0.05	0.06	0.25	0.15	0.01	0.01	0.02	0.21	0.11
MgO	0.31	0.28	0.38	0.43	0.27	0.45	0.28	0.43	0.49	0.42	0.76	-0.03	0.12	0.18	0.11	0.45
CaO	0.02	0.02	0.09	0.12	0.31	0.32	0.02	0.10	0.14	0.48	0.54	0.00	0.08	0.12	0.46	0.52
Na ₂ O	0.03	0.01	0.13	0.10	0.11	0.31	0.01	0.15	0.11	0.17	0.53	-0.02	0.12	0.08	0.14	0.50
K ₂ O	0.07	0.10	0.21	0.19	0.28	0.27	0.10	0.24	0.22	0.44	0.46	0.03	0.17	0.15	0.37	0.39
P ₂ O ₅	0.17	0.13	0.21	0.24	0.33	0.34	0.13	0.24	0.27	0.51	0.58	-0.04	0.07	0.10	0.34	0.41
PXC	14.96	16.17	22.28	23.58	33.55	36.54										
Total	101.23	100.89	98.38	98.75	98.81	98.01										

Profundidad	Relaciones Molares					
	> 100	69-100	38 - 69	22 - 38	12 - 22	0 - 12
SiO ₂ /Al ₂ O ₃	1.86	1.84	1.77	1.79	2.04	2.28
SiO ₂ /Fe ₂ O ₃	7.82	7.86	6.94	7.31	5.34	6.08
SiO ₂ /Al ₂ O ₃ +Fe ₂ O ₃	1.50	1.49	1.41	1.44	1.48	1.66

‡ La constante de aluminio (K) se obtiene de dividir el porcentaje de aluminio del horizonte inferior (Btw2) entre el porcentaje de aluminio del horizonte alterado Btw1, A4, A3, A2 y A1. Esta constante se multiplica por cada uno de los óxidos de los horizontes alterados. Los resultados se comparan con el horizonte alterado y por sustracción se obtienen las pérdidas (-) o ganancias (+), PXC pérdida por calcinación (Krauskopf, 1979)

Cuadro 12. Óxidos totales y pérdidas o ganancias por intemperismo del Perfil 3.

Óxidos	Profundidad (cm)						K [‡]					Perdidas o			Ganancias	
	> 66	50 - 66	30 - 50	22 - 30	9 - 22	0 - 9	2Bt4	2Bt3	2Bt2	Bt	A1	2Bt4	2Bt3	2Bt2	Bt	A1
SiO ₂	43.38	39.07	42.4	40	40.73	36.52	42.91	43.92	44.58	45.58	45.52	-0.47	0.54	1.20	2.20	2.14
TiO ₂	2.23	2.47	2.38	2.26	2.23	2.09	2.71	2.47	2.52	2.50	2.61	0.48	0.24	0.29	0.27	0.38
Al ₂ O ₃	26.50	24.13	25.58	23.78	23.68	21.26	1.10	1.04	1.11	1.12	1.25	0	0	0	0	0
Fe ₂ O ₃	13.48	14.86	13.53	13.19	12.29	12.17	16.32	14.02	14.70	13.75	15.17	2.84	0.54	1.22	0.27	1.69
MnO	0.23	0.27	0.42	0.55	0.5	0.46	0.30	0.44	0.61	0.56	0.57	0.07	0.21	0.38	0.33	0.34
MgO	1.07	0.86	0.55	0.55	0.6	0.62	0.94	0.57	0.61	0.67	0.77	-0.13	-0.50	-0.46	-0.40	-0.30
CaO	0.88	0.97	0.89	1.02	1.01	1.13	1.07	0.92	1.14	1.13	1.41	0.19	0.04	0.26	0.25	0.53
Na ₂ O	0.63	0.4	0.46	0.48	0.47	0.41	0.44	0.48	0.53	0.53	0.51	-0.19	-0.15	-0.10	-0.10	-0.12
K ₂ O	0.60	0.42	0.35	0.34	0.31	0.43	0.46	0.36	0.38	0.35	0.54	-0.14	-0.24	-0.22	-0.25	-0.06
P ₂ O ₅	0.25	0.31	0.46	0.57	0.51	0.59	0.34	0.48	0.64	0.57	0.74	0.09	0.23	0.39	0.32	0.49
PXC	10.79	14.04	13.93	18.23	18.1	24.96										
Total	100.00	97.8	100.9	101	100.4	100.6										

Profundidad	Relaciones Molares					
	> 66	50 - 66	30 - 50	22 - 30	9 - 22	0 - 9
SiO ₂ /Al ₂ O ₃	2.78	2.75	2.81	2.85	2.92	2.91
SiO ₂ /Fe ₂ O ₃	8.55	6.99	8.33	8.06	8.81	7.98
SiO ₂ /Al ₂ O ₃ +Fe ₂ O ₃	2.10	1.97	2.10	2.11	2.19	2.13

[‡] La constante de aluminio (K) se obtiene de dividir el porcentaje de aluminio del horizonte inferior (C) entre el porcentaje de aluminio del horizonte alterado 2Bt4, 2Bt3, 2Bt2, Bt, y A1. Esta constante se multiplica por cada uno de los óxidos de los horizontes alterados. Los resultados se comparan con el horizonte alterado y por sustracción se obtienen las pérdidas (-) o ganancias (+), pérdida por calcinación (Krauskopf, 1979)

Cuadro 13. Óxidos totales y pérdidas o ganancias por intemperismo del Perfil 4.

Óxidos	Profundidad (cm)					K [‡]				Perdidas		Ganancias	
	> 86	64 - 86	17 - 64	8 - 17	0 - 8	Btw2	Btw	A2	A1	Btw2	Btw	A2	A1
Totales													
SiO ₂	39.82	39.96	39.73	39.08	36.67	40.44	41.65	43.94	48.52	0.62	1.83	4.12	8.70
TiO ₂	2.24	2.42	2.65	2.72	2.53	2.45	2.78	3.06	3.35	0.21	0.54	0.82	1.11
Al ₂ O ₃	29.32	28.97	27.97	26.08	22.16	1.01	1.05	1.12	1.32	0.00	0.00	0.00	0.00
Fe ₂ O ₃	13.78	14.48	15.16	14.91	14.17	14.65	15.89	16.76	18.75	0.87	2.11	2.98	4.97
MnO	0.14	0.16	0.25	0.43	0.58	0.16	0.26	0.48	0.77	0.02	0.12	0.34	0.63
MgO	0.69	0.73	0.72	0.73	0.69	0.74	0.75	0.82	0.91	0.05	0.06	0.13	0.22
CaO	0.20	0.23	0.29	0.44	0.68	0.23	0.30	0.49	0.90	0.03	0.10	0.29	0.70
Na ₂ O	0.05	0.08	0.07	0.20	0.31	0.08	0.07	0.22	0.41	0.03	0.02	0.17	0.36
K ₂ O	0.09	0.10	0.12	0.20	0.28	0.10	0.13	0.22	0.37	0.01	0.04	0.13	0.28
P ₂ O ₅	0.09	0.11	0.13	0.18	0.22	0.11	0.14	0.20	0.29	0.02	0.05	0.11	0.20
PXC	13.58	13.58	13.24	16.09	22.08								
Total	100.02	100.82	100.33	101.06	100.36								

Relaciones Molares					
SiO ₂ /Al ₂ O ₃	2.30	2.34	2.41	2.54	2.81
SiO ₂ /Fe ₂ O ₃	7.68	7.33	6.97	6.97	6.88
SiO ₂ /Al ₂ O ₃ +Fe ₂ O ₃	1.77	1.77	1.79	1.86	1.99

‡ La constante de aluminio (K) se obtiene de dividir el porcentaje de aluminio del horizonte inferior (Btw3) entre el porcentaje de aluminio del horizonte alterado Btw2, Btw, A2 y A1. Esta constante se multiplica por cada uno de los óxidos de los horizontes alterados. Los resultados se comparan con el horizonte alterado y por sustracción se obtienen las pérdidas (-) o ganancias (+), PXC, pérdida por calcinación (Krauskopf, 1979)

7.7 Génesis de los suelos

El área de estudio pertenece a la Formación Atotonilco El Grande, constituida por rocas basálticas del periodo terciario, los suelos se formaron a partir de estos materiales los cuales estuvieron sujetos a procesos de intemperización agresiva, dada por la presencia de arcilla, el color, y óxidos lábiles de hierro y aluminio.

La acidificación del suelo es un proceso espontáneo que se da durante la pedogénesis, durante ella ocurre una continua intemperización química, la cual consiste en una pérdida de cationes alcalinos y alcalinoterreos (K^+ , Na^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2}) e incremento concomitante de cationes metálicos (Al^{+3} , Fe^{+3} , Mn^{+4}) que pueden sufrir hidrólisis acida (Zapata, 2004)

En la génesis de los suelos ácidos han jugado un papel importante los siguientes factores: 1) la geología de la región dada por rocas basálticas, 2) las condiciones climáticas que promueven el lavado de bases y el drenaje del perfil 3) formación de horizontes de iluviación con altos contenidos de arcilla, óxidos de hierro, moteado de oxidación-reducción y reducción de la porosidad con la profundidad y 4) elevados contenidos de materia orgánica en los horizontes superficiales.

7.8 Clasificación de los suelos

Los suelos ácidos se clasificaron con base en los criterios propuestos por la FAO-ISRIC-SICS (1999), el grupo al cual pertenecen los perfiles estudiados son: el Perfil 1, 2 y 3 corresponden a Acrisol húmico y el suelo del Perfil 4 a un Acrisol háplico. Suelos que se caracterizan por presentar un

horizonte B árgico, con una CIC menor del $16 \text{ cmol} + \text{kg}^{-1}$ de arcilla y una saturación de bases menor a 50% en la mayor parte entre 25 y 100 cm de profundidad. En perfil 1, se presentó en el horizonte A2 procesos de iluviación que se expresa por una textura más gruesa que en el horizonte A1 y Btl; la materia orgánica también presenta un comportamiento similar, estas propiedades no son suficientes para caracterizarlo como un horizonte álbico.

7.9 Análisis global

De acuerdo a los resultados obtenidos en los cuatro perfiles se determina que los procesos geoquímicos y pedogenéticos influyen en la liberación de aluminio al medio, siendo este efecto menor donde se respeta la vocación del suelo (forestal), el cambio de uso de suelo acelera los procesos de liberación de aluminio, parte de él se polimeriza y acompleja con sílice para formar minerales cristalinos secundarios (caolinita y haloisita), otra parte se acompleja con la materia orgánica formando complejos organometálicos (humus-Al) y el que queda en la solución del suelo puede ocasionar problemas tanto de salud ambiental como en la calidad del suelo, por lo que es conveniente respetar la vocación del suelo y en aquellas zonas con baja fertilidad del suelo y terrenos abandonados se recomendaría reforestar.

CASO 2 Municipio del Chico

El Cuadro 14, reúne las principales propiedades físicas y químicas, el perfil tipo presenta una clase textural franca arenosa a franca, donde predomina la fracción arena con porcentajes de 42 a 65 % en las diferentes capas, los limos varían de 22 a 46 %, éstos disminuyen con la profundidad. Los contenidos de las arcillas presentan un incremento en relación con la profundidad, en los primeros 60 cm (5 a 21 %), entre los 60 y 80 cm el contenido de éstas disminuye a 7 %, y nuevamente aumenta (27 % de arcilla) entre los 80 y 100 cm, disminuyendo ésta con la profundidad.

La densidad aparente, menor de 0.9 Mg m^{-3} , es característica de suelos de tipo Andosol, la densidad real presenta valores menores a 2.31 Mg m^3 lo que indica que los contenidos en minerales ferromagnesianos no son abundantes, el porcentaje de porosidad varía de 49 a 58%. Las características anteriores proporcionan al suelo un medio físico adecuado con buena aireación, buen drenaje, alta resistencia a la erosión hídrica y adecuada porosidad.

El pH determinado en agua disminuye con la profundidad de 6 a 5.36, el contenido de materia orgánica es alta en el horizonte superior (13.86 % de M.O.) y se reduce con la profundidad. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) es alta en las primeras capas del perfil (39 cmol+kg^{-1}) debido a la presencia de algunos amorfos de tipo alofánico y a complejos humus-Al (Shoji *et al.*, 1993) y disminuye con la profundidad. La saturación de base es media; el porcentaje de saturación de aluminio se incrementa en relación

con la profundidad (de 1 a 30 %). En el Cuadro 15 se presentan los valores de Al intercambiable, sugiere que dentro de los primeros 60 cm del perfil del suelo no presentan problemas de fitotoxicidad por Al. A mayor profundidad el Al intercambiable muestra valores mayores de $1.3 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ que denota problemas de toxicidad para el desarrollo del bosque de oyamel. Sosa (1994) estableció que niveles de 1.24 meq de Al /100g en suelo pueden ocasionar problemas de fitotoxicidad inhibiendo el desarrollo radical.

La Figura 7 presenta la distribución del Al por diferentes extractantes en el perfil del suelo, las primeras capas presentan una mayor extracción de Aldcb que Al_o y Al_p ; el Aldcb y Al_p disminuyen con la profundidad, estos resultados no coinciden con lo reportado por McKeague y Day (1966) donde señalan un incremento del Aldcb y Al_p en relación con la profundidad para diferentes clases de suelos. La mayor presencia de Aldcb en los primeros 20 cm indica la baja presencia de aluminosilicatos cristalinos, como la imogolita o el alófono, la presencia de este Al_{dcb} puede justificarse por la sustitución de Fe por Al (Acevedo *et al.*, 2004).

Cuadro 14. Propiedades físicas y químicas del perfil tipo (Andosol háplico), Las Ventanas, Hidalgo.

Profundidad cm	Densidad Mg m ⁻³		Clase Textural	Arcilla %	pH		M.O. %	*Carbono orgánico %	C.I.C cmol kg ⁻¹	Bases intercambiables cmol(+) kg ⁻¹				Saturación bases %	C.I.C. cmol k
	Aparente	Real			H ₂ O	1:2.5 KCl				Na	K	Ca	Mg		
0 - 10	0.80	1.64	FAr	7.2	5.87	5.05	13.86	5.00	38.58	2.96	2.62	14.47	1.48	55.81	21.8:
10 - 20	0.79	1.85	FAr	5.2	5.97	4.87	8.30	5.56	29.11	1.80	1.61	8.67	1.13	45.38	13.5
20 - 30	0.80	1.89	FAr	7.2	6.02	5.02	4.14	2.25	26.04	1.64	1.66	5.51	1.05	37.86	10.11
30 - 40	0.86	2.06	F	19.2	5.99	4.75	2.71	0.97	20.83	2.48	1.62	4.60	1.21	47.58	10.6
40 - 50	0.88	2.03	F	11.2	5.91	4.70	2.39	2.49	21.89	1.72	1.47	5.19	1.57	45.45	10.7:
50 - 60	0.86	1.98	F	21.2	5.74	4.71	2.36	1.82	22.13	1.90	1.29	5.20	1.44	44.42	10.9:
60 - 70	0.87	1.94	F	9.2	5.58	4.72	2.62	0.82	21.54	1.79	1.19	4.33	1.21	39.55	9.82
70 - 80	0.85	1.95	F	7.2	5.68	4.77	3.45	1.74	22.25	2.46	1.60	4.39	1.14	43.10	9.79
80 - 90	0.96	2.07	F	21.2	5.66	4.03	2.17	4.89	22.49	1.69	1.73	4.95	1.86	45.49	12.0:
90 - 100	1.01	2.31	FCAr	27.2	5.82	3.93	0.89	9.22	24.50	1.46	0.02	1.31	0.31	12.65	4.40
100 - 110	0.97	1.97	FCAr	23.2	5.87	3.92	1.02	3.72	26.27	2.26	1.41	8.13	2.82	55.65	15.6:
110 - 120	1.12	2.13	FCAr	11.2	5.85	3.77	0.38	0.77	24.14	2.16	0.52	3.37	2.16	34.01	8.42
120 - 130	1.10	2.18	FAr	19.2	5.54	3.53	0.45	0.00	19.88	2.84	0.69	5.51	2.84	59.76	13.1:
130 -140	0.99	2.31	FAr	13.2	5.50	3.32	0.48	0.00	17.75	2.53	0.74	3.93	2.53	54.82	11.1
140 - 150	0.99	2.13	FAr	15.2	5.36	3.20	0.51	0.00	17.28	2.20	0.52	3.24	2.20	47.22	9.65
150 - 160	1.00	2.23	FAr	13.2	5.47	3.38	0.32	0.00	16.57	2.14	0.61	3.59	2.14	51.18	9.80

F, franco; Ar, arena; C, Arcilla; FAr, franco arenosa; FCAr, franco arcillo arenosa; M.O. materia orgánica; *Carbono orgánico se determinó multiplicando $[6.82 (\%Al_p - 0.20)]$ (Nanzyo *et al.*, 1993) CIC, capacidad de intercambio catiónico; CICE, capacidad de intercambio catiónico efectiva (Na+K+Ca+Mg+Al+H).

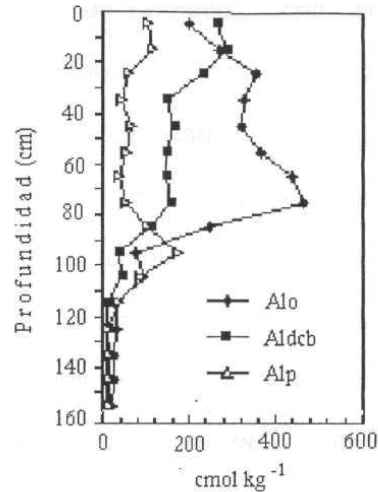


Figura 7. Distribución de aluminio en el perfil. Al_o, aluminio oxalato; Al_{dcb}, aluminio ditionito-citrato-bicarbonato y Al_p, aluminio pirofosfato.

A profundidades mayores de 20 cm, la extracción de Al_o es mayor que el Al_{dcb}, esto alude la presencia de aluminosilicatos de bajo grado de cristalinidad (Dahlgren y Ugolini, 1991); en este sentido, si se calcula la relación molar Si/Al (Al_o - Al_p/Si_o) se obtienen valores entre 2.1 y 2.5 (media 2.3) lo que indica la presencia de minerales de alofano/imogolita ricos en Al; este alófono se formó en un medio ambiente lixiviado, posiblemente porque la sílice en la solución del suelo es menor de 10 ug mi⁻¹ (Parfitt *et al.*, 1984).

El aluminio amorfo representa 30 % del total de aluminio del suelo, dentro de los primeros 30 cm del perfil, el cual disminuye con la profundidad, a excepción de la capa 70-80 que presenta un incremento (26.3 % de óxidos e hidróxidos amorfos de aluminio, Figura7) y decrece nuevamente (1 % de óxidos e hidróxidos amorfos de aluminio), donde el aluminio forma parte de

estructuras cristalinas (cristobalita, haloisita, y caolinita, Figura 8), estos resultados concuerdan con los reportados por Zysset *et al.*, (1999). Parfitt *et al.* (1984), mencionan que la movilidad del aluminio a través del perfil parece ser importante en la formación de alófono rico en Al y de arcillas interestratificadas, cuando se presentan niveles de Al elevados en el perfil. Bertsch y Bloom (1996) indican que con pH cercanos a la neutralidad, el aluminio precipita como mineral de fase trihidróxido, como la gibsita cristalina o un análogo de pobre ordenamiento, este proceso se presenta en este perfil.

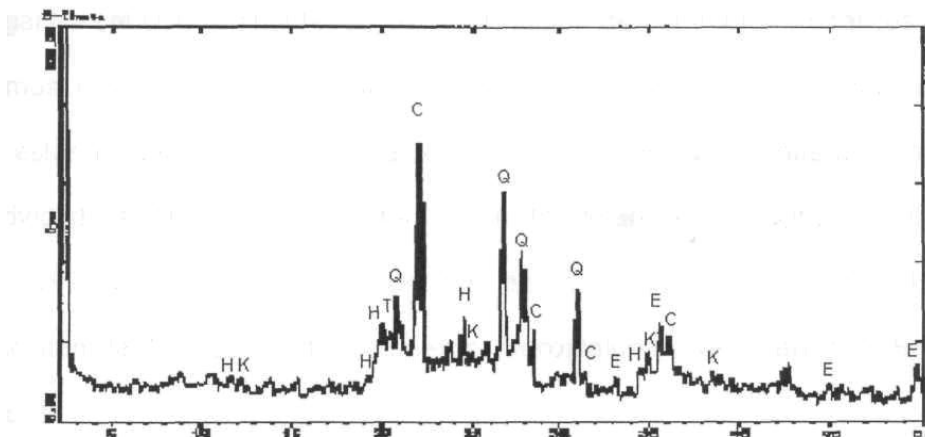


Figura 8. Diagrama de difracción de rayos X de una fracción fina menor que 2 μm en el Andosol háplico, se indican las principales fases: cristobalita (C); haloisita (H); hematita (E); caolinita (K); cuarzo (Q).

Los valores de oxalato ácido dan una aproximación del grado de acumulación de productos amorfos de reciente alteración. Los materiales extraídos con oxalato ácido tienen influencia sobre algunas de las propiedades

del suelo, porcentajes altos de Al_0 son asociados con horizontes que presentan una elevada carga dependiente del pH y una alta capacidad de fijación de fósforo (McKeague y Day, 1966); además, la fracción amorfa de los suelos se relaciona con problemas de manejo como son dispersión, floculación, agregación, infiltración, erosión y estabilidad de los terrenos (Jones, 2000; Schaefer et al., 1999)

El Al extraído por oxalato ácido tiende a ser considerado como un representante de oxihidróxidos e hidróxidos de Al, los cuales pueden estar o no asociados con sustancias húmicas y aluminosilicatos amorfos (Paterson et al., 1993). La presencia de bajas cantidades de Al_0 en las capas superiores del perfil del suelo, puede obedecer a la mayor acumulación de Materia Orgánica (M.O.), lo cual favorece la formación de complejos metálicos con el humus, como lo demuestran los mayores valores de Al_p y Al_p/Al_0 encontrados en estas capas (Cuadro 15). La complejación de Al por humus disminuye la actividad del Al y se inhibe la formación de alófano e imogolita (Dahlgren et al., 1993). Las sustancias húmicas en las capas superiores del perfil dificultan la formación de polímeros hidroxialumínicos (Parfitt y Saigusa, 1985).

La extracción selectiva con pirofosfato indica que el Al asociado a la fracción orgánica representa 14% del total de Al presente en el suelo, dentro de los primeros centímetros del perfil, el cual disminuye con la profundidad (Figura 1) con excepción de las capas 80-90 y 90-100 cm. donde se observó un incremento (13 % Al_p en relación con el Al total del suelo), debido a la

presencia de un horizonte genético enterrado (Cuadro 17) donde el aluminio fue complejado por la fracción orgánica (grupos carboxilos y fenólicos de la materia orgánica). La solubilidad del aluminio en las primeras capas del perfil está controlada posiblemente por la complejación del Al con la M.O. (De Wit *etal.*, 1999; Zysset et al., 1999).

El aluminio lábil en el suelo puede tener una variedad de formas que dependen del pH y la composición mineralógica. El Al en forma lábil en el presente perfil representa 37% del Al total del suelo en los primeros 20 cm, éste disminuye con la profundidad, precipitándose como mineral de fase trihidróxido $\text{Al}(\text{OH})_3$ o un análogo de pobre ordenamiento (alófano). El Al lábil puede unirse a las cargas negativas de la superficie de las arcillas por fuerzas electrostáticas e intercambiarse con otros cationes, Ca^{2+} , Mg^{2+} y K^+ ; por otro lado, el Al puede estar presente como complejo de componentes hidroxipolinucleares el cual ocupa espacios intersticiales de las arcillas 2:1.

Cuadro 15. Extracción selectiva y relaciones molares.

Profundidad cm	Al _o %	Al _{cdh} %	Al _p %	Al _{cu} %	Alofano %	Imog. %	Al _{ox} /Si _{ox}	Al _{ox} -Al _p	Al _p /Al _o	Al _p -Al _{cu}	Al _{cu} /Al _p	Al total %	Aluminio % extraíble	Saturación Aluminio (%)	Al inter. cmol kg ⁻¹	Óxido de cristalino
0 - 10	1.60	2.39	0.93	0.14	2.40	0.00	10.67	0.67	0.58	0.79	0.16	6.71	5.06	1.37	0.30	24.56
10 - 20	2.10	2.58	1.02	0.14	3.43	0.05	4.29	1.09	0.48	0.88	0.13	6.96	5.83	2.22	0.30	16.23
20 - 30	2.58	2.10	0.53	0.10	6.49	0.09	2.78	2.05	0.21	0.43	0.18	8.30	5.30	2.95	0.30	36.34
30 - 40	2.41	1.30	0.34	0.08	7.99	0.00	3.02	2.07	0.14	0.26	0.23	10.52	4.13	6.59	0.70	60.74
40 - 50	2.29	1.44	0.57	0.08	5.71	0.08	2.81	1.73	0.25	0.49	0.14	11.08	4.37	7.44	0.80	60.54
50 - 60	2.50	1.29	0.47	0.07	6.26	0.09	2.80	2.03	0.19	0.39	0.16	11.21	4.33	10.06	1.10	61.40
60 - 70	2.77	1.32	0.32	0.09	9.27	0.00	2.69	2.45	0.12	0.23	0.27	12.09	4.50	13.23	1.30	62.82
70 - 80	3.16	1.39	0.46	0.10	8.82	0.13	2.51	2.71	0.14	0.35	0.22	12.02	5.11	2.04	0.20	57.51
80 - 90	1.82	0.98	0.92	0.08	3.36	0.61	3.25	0.90	0.50	0.84	0.09	12.02	3.79	14.96	1.80	68.44
90 - 100	0.50	0.33	1.55	0.04	0.00	0.5	7.09	0.00	3.13	1.52	0.02	12.01	2.42	29.54	1.30	79.89
100 - 110	0.58	0.36	0.75	0.04	0.00	0.64	6.47	0.00	1.28	0.71	0.05	12.00	1.72	6.40	1.00	85.67
110 - 120	0.18	0.09	0.31	0.02	0.00	0.21	6.00	0.00	1.74	0.29	0.06	11.74	0.60	10.68	0.90	94.91
120 - 130	0.20	0.10	0.11	0.03	0.36	0.00	6.57	0.09	0.57	0.08	0.27	11.55	0.44	17.49	2.30	96.21
130 - 140	0.18	0.09	0.12	0.04	0.21	0.00	5.97	0.06	0.67	0.08	0.30	11.19	0.43	18.00	2.00	96.18
140 - 150	0.17	0.10	0.13	0.04	0.18	0.00	5.80	0.05	0.74	0.09	0.27	10.95	0.44	20.72	2.00	96.02
150 - 160	0.15	0.07	0.13	0.02	0.00	0.00	2.45	0.02	0.88	0.11	0.17	10.72	0.36	17.34	1.70	96.60

Al_o, Aluminio extraído con oxalato ácido; Al_{cdh}, aluminio extraído con citrato ditionito bicarbonato; Al_p, aluminio extraído con pirofosfato de sodio; Al_{cu}, aluminio extraído con cloruro cúprico, imog. = imogolita, alofano (Alox-Alp)/Sio (Parfitt, 1990)

Los bajos porcentajes de alófono que se presentan en las capas superficiales del perfil del suelo, se deben al contenido de humus que inhibe la formación de alófono (Dahlgren *et al.*, 1993), lo que indica que el Al que se está liberando por meteorización de los minerales primarios está formando complejos orgánicos y no a la fracción mineral, sin embargo, el alófono incrementó su porcentaje entre los 30 y 80 cm (Cuadro 17), a profundidades mayores de 90 cm éste forma parte de estructuras cristalinas.

La extracción de Al por CuCb estima el aluminio monomérico que es complejoado o quelatado por M.O. y el aluminio no intercambiable. La presencia de Al_{Cu} en las capas superiores del perfil y la capa 70-80 puede ser atribuida a polímeros de OH-Al o a formas metastables de hidróxido de Al y oxihidróxidos (Juo y Kamprath, 1979), los bajos contenidos de Al_{Cu} en el perfil sugiere escasos contenidos de Al monomérico que fue complejoado por la materia orgánica o que el aluminio está unido y estabilizado por el contenido alto de materia orgánica (Soon, 1993).

En el Cuadro 15 se presenta la relación Al_P/Al_O , indica la formación de complejos metálicos con el humus, el cual disminuye con la profundidad, sin embargo en la capa 90 - 100 incrementa la relación a 3.13, lo que evidencia la presencia de un horizonte genético sepultado.

Las bajas relaciones Al_p/Al_o evidencia que la mayor parte del Al está unido a compuestos inorgánicos pobremente cristalinos.

La relación Al_p/Al_{dcb} señala una baja asociación del Al con los compuestos orgánicos en las primeras capas del perfil, la escasa afinidad que presenta el Al con la M.O. se debe a la presencia de humus joven con baja capacidad para la formación de complejos (Shoji y Fujiwara, 1984), sin embargo en el horizonte sepultado la relación Al_p/Al_{dcb} son elevadas, lo que indica una asociación del Al con compuestos orgánicos; lo que explica, que en estas capas no se presente alófono (Cuadro 17).

Las relaciones Al_{dcb}/Al_t y Al_o/Al_{dcb} son empleadas como índices geoquímicos, en el Cuadro 15 se presenta la relación Al_{dcb}/Al_t , ésta varió de 0.36 a 0.01, lo que denota un moderado grado de alteración de minerales primarios que contienen Al. La relación Al_o/Al_{dcb} mayor de 0.7 indica un escaso grado de cristalinidad del Al pedogénico presente en el perfil, dadas por las condiciones ambientales que prevalecen en la zona de estudio. Dubroeuq *et al.* (1998) mencionan que las condiciones ambientales regulan los contenidos de Si y Al en la solución del suelo, estas condiciones determinan la formación de componentes no cristalinos o minerales de arcilla o de ambos.

Nanzyo *et al.* (1993) mencionan que la relación Al_p/Al_o se puede emplear para separar andisoles alofánicos (relación menor a 0.5) y andisoles no alofánicos (relación mayor a 0.5), en el presente estudio con este

planteamiento se divide al perfil en andisol alofánico, los primeros 90 cm, y como andisol no alofánico a una profundidad mayor de 90 cm, lo que prueba la presencia de un horizonte genético sepultado en este perfil y que este último se formó bajo condiciones deficientes de drenaje (Parfitt *et al.*, 1984). Wada (1989) sugiere que las condiciones de drenaje dentro del perfil son importantes en la presencia de haloisita, alófano o imogolita.

El contenido de óxidos de Al cristalinos a través del perfil varió de 14 a 96%, lo que señala que la mayor cantidad de Al que se encuentra en las capas inferiores se presenta en minerales primarios y secundarios. La diferencia de Al_t - Al_{dcb} refleja el contenido de silicatos primarios y filosilicatos.

Los difractogramas de rayos x de las preparaciones orientadas de la fracción argílica presentan picos a 3.13 Å, 4.04 Å y 2.84 Å, lo que indica la presencia de cristobalita (Figura 8). Las siguientes reflexiones 4.46 Å y 2.59 Å (haloisita), 3.58 Å, 2.56 Å y 2.33 Å (caolinita) además de la presencia de cuarzo, 3.34 Å y 2.88 Å. Las otras fases cristalinas son hematita 2.69 Å y 2.59 Å y feldespatos alcalinos. La mineralogía básica de estos suelos (cristobalita, haloisita, caolinita, hematita) proponen un grado de meteorización y evolución pedogenética moderada (Acevedo *et al.*, 2002).

Los espectros FT-IR de las arcillas del perfil se muestran en la Figura 9, en general son espectros propios de alófono, con bandas de absorción entre 2,800 y 3,800 cm^{-1} debido a vibraciones stretching de OH^- con un máximo de 3,440 cm^{-1} , otras entre 1,400-1,800 cm^{-1} debido a la deformación de la molécula de H_2O y, una banda entre 800 y 1,200 cm^{-1} con un máximo alrededor de 1,000 cm^{-1} debido a vibraciones Si-Al-O y parcialmente a vibraciones SiOH y AlOH (Farmer *et al.*, 1979). La presencia de bandas bien definidas a 796, 693, 540 y 471 cm^{-1} que son bandas de vibración de grupos Si-O-Al, indican la presencia de filosilicatos (haloisita, caolinita y nacrita). Los espectros de infrarrojo son de utilidad para detectar minerales caoliníticos y gibsita por las bandas de vibración de valencia de los hidroxilos (Besoain, 1985).

La señal que se presenta alrededor de 1,035 cm^{-1} , se atribuye a las diferencias en el grado de enlace entre la alumina y la sílice en el alófono, esta señal caracteriza las vibraciones stretching de Si-O (Wada, 1987). Parfitt *et al.* (1980) indican que las señales 1,034 y 1,035 cm^{-1} presentan una alta relación molar $\text{H}_2\text{O}(+)/\text{Al}_2\text{O}_3$, revela la existencia de varios defectos o poros, en donde los grupos $\text{Al}(\text{OH})\text{H}_2\text{O}$ pueden presentarse.

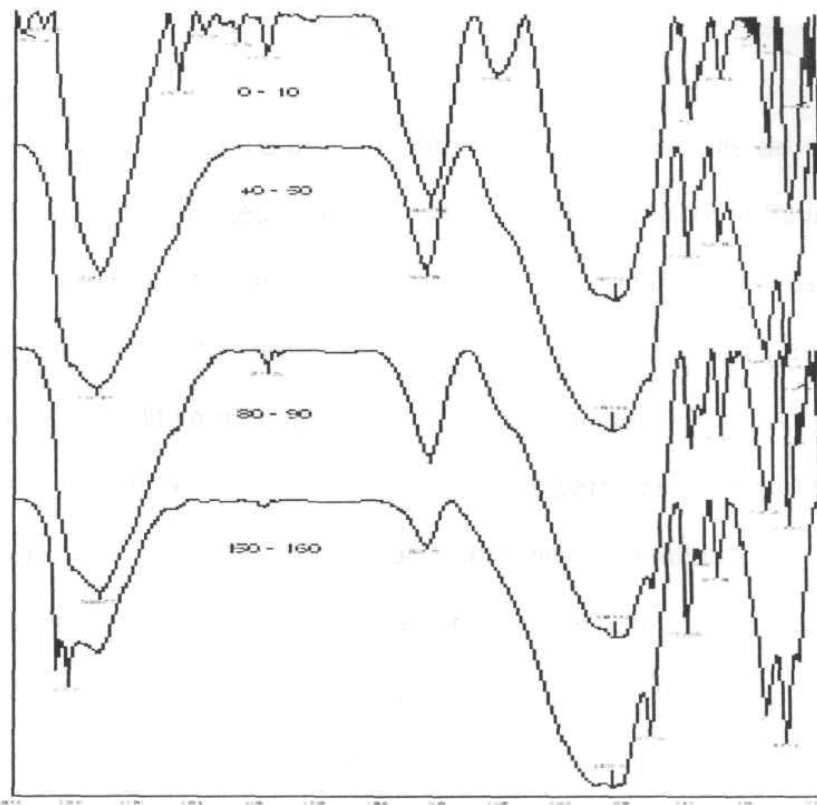


Figura 9. Espectros infrarrojos de las arcillas del perfil Andosol háplico.

CAPÍTULO VIII

8.1. Conclusiones

De acuerdo a los resultados obtenidos en los perfiles de suelo, se determina que los procesos geoquímicos y pedogenéticos influyen en la liberación de aluminio al medio, este efecto es menor al respetar la vocación del suelo (forestal). El cambio de uso de suelo, la adición de fertilizantes acidificantes y el monocultivo acelera los procesos de liberación de aluminio a la solución del suelo, parte de él se polimeriza y acompleja con sílice para formar minerales cristalinos secundarios (caolinita y haloisita principalmente), otro se acompleja con la materia orgánica formando complejos organometálicos (humus-Al); y el que queda en la solución del suelo puede ocasionar problemas en la calidad del suelo, en los acuíferos y ocasionar problemas de salud ambiental.

La distribución vertical y la variación de formas de hidróxidos, oxihidróxidos y óxidos de aluminio en los perfiles son indicadores de la alteración de los minerales primarios y de la pedogénesis de estos suelos. El aluminio amorfo, como óxido de aluminio, es la forma con mayor presencia en los perfiles.

La presencia de alófono se verifica con los espectros de infrarrojo, con bandas de absorción entre 2800 y 3800 cm^{-1} entre 1400 y 1800 cm^{-1} y una banda entre 800 y 1200 cm^{-1} . La mineralogía básica de estos suelos fue: haloisita, caolinita y hematita, lo que sugiere un grado de meteorización y evolución pedogenética moderada. La relación molar Si/Al (2.1 a 2.5)

indica la presencia de minerales de alófono ricos en aluminio. La presencia de Al_{Cu} en las capas superiores del perfil y la capa 70 - 80 se atribuye a polímeros de OH-Al o a formas metastables de hidróxido de Al y oxihidróxidos.

Las sustancias húmicas en las capas superiores de los perfiles dificultan la formación de polímeros hidroxialumínicos. Los porcentajes bajos de Al_{Cu} en el perfil indican escaso contenido de Al monomérico que fue complejado por la materia orgánica. Las bajas relaciones Al_p/Al_o evidencian que la mayor parte del Al está unida a compuestos inorgánicos pobremente cristalinos. En el horizonte sepultado, la relación Al_p/Al_{dCb} indica una asociación del Al con compuestos orgánicos. Los bajos porcentajes de Al en el caso 2 indican el poco grado de alteración del Al de los minerales primarios y el escaso grado de cristalinidad del Al pedogénico presente en el perfil.

Los suelos de carga variable se formaron a partir del intemperismo de rocas basálticas por lo que los suelos son profundos, tienden a la acidez, ricos en materia orgánica, alta capacidad de intercambio catiónico, procesos de desbasificación y un aumento en el contenido de arcilla con respecto al horizonte suprayacente debido a los procesos pedogenéticos resultado de una compleja interacción del clima, el relieve, tipo de vegetación, contenido de materia orgánica, la dinámica del agua y la edad.

El aluminio presente en los suelos de carga variable puede ocasionar una desestabilidad en las propiedades físicas (de agregados, velocidad de infiltración, retención de agua, entre otros) y químicas (disminución de la capacidad de intercambio catiónico, retención de aniones y cationes, entre otros) que influyen en la calidad del suelo.

El aluminio en la solución del suelo puede tornarse biodisponible a un corto tiempo, esto traerá como consecuencia la reducción de la producción de las principales especies que se cultivan en estos terrenos, es necesario continuar con los estudios de los mecanismos y las causas que determinan el potencial de liberación de aluminio en las diferentes regiones del estado de Hidalgo que presenten suelos de carga variable, que permitan a corto y mediano plazo ofrecer al productor alternativas sustentables en el manejo de éstos. Los suelos estudiados corresponden a Acrisoles húmicos (perfiles 1, 2 y 3), Acrisoles háplicos (perfil 4); para Mineral del Chico es un Andosol háplico.

CAPITULO IX

9.1 Literatura citada

- Acevedo-Sandoval, O.A. 2000. Degradación y contaminación de los suelos del estado de Hidalgo. Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Tierra. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Pachuca, Hgo. México 62 p. ISBN 968-6340-70-X
- Acevedo-Sandoval, O.A., M. Cruz-Sánchez, y E. Cruz-Chávez. 2002 Distribución de óxidos de Fe, Al y Si en horizontes endurecidos de origen volcánico. *Agrociencia* 36: 401-409.
- Acevedo-Sandoval, O.A., E. Ortiz-Hernández, M. Cruz-Sánchez, E. Cruz-Chávez. 2004 El papel de óxidos de hierro en suelos. *TERA Latinoamericana* (22) 4:485-499.
- Acevedo-Sandoval, O.A., E. Ortiz-Hernández, A. Gordillo-Martínez, E. Lozada-Ascencio, C. Maycotte-Morales, J. Escamilla-Casas. 2006. Identificar las fracciones de aluminio en un Andosol háplico del estado de Hidalgo, México. *Agrociencia* (EN PRENSA)
- Ackley DC; R.A Yokel. 1997. Aluminum citrato is transported from brain into blood via the monocarboxylic acid transporter located at the blood-brain barrier *Toxicology*; 120: 89- 97.
- Ackley DC; R.A. Yokel. 1998. Aluminum transport of brain extracellular fluid is protón dependent and inhibited by mersalyl acid, suggesting mediation by the monocarboxylate acid transporter. *Toxicology.*, 127: 59- 67
- Aguirre-Gómez, A. 2001. Química de los suelos ácidos, templados y tropicales. Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán, UNAM. México
- Alam, S.M. 1981. Effects of solution pH on the growth and chemical composition of rice plants. *J. of Plant Nutr.* 4: 247-260.
- Anghileri LJ; P. Thouvenot; A. Bertrand. 1998. Effects of Low Molecular-Weight Aluminum Complexes on Brain Tissue Calcium Homeostasis. *Biological Trace Element Research.* 63: 205-212
- Asher, C. 1992. Recent research on soil acidity: identifying toxic aluminium in soils. p 61-68. *In* Tovar, S.J.L. y R. Quintero (eds.). La investigación edafológica en México 1991-1992. Memorias del XXV Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Acapulco, Guerrero, México.
- Barrow, NJ. 1987. Reactions with variable-charge soils. (Developments in plant and soil sciences). Martinus Nijhoff Publishers, Printed in the Netherlands p. 1-100.
- Bertsch, P.M. and P.R. Bloom. 1996. Aluminum. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, 677 S. Segoe Rd. Madison, WI 53711, USA. *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods-SSSA Book Series No. 5* p. 517- 550

- Besoain, E. 1985. Mineralogía de arcillas de suelos. San José Costa Rica. IICA. 1216 p.
- Birchall, J.D., J.S. Chappell. 1989. Aluminium, water chemistry, and Alzheimer's disease. *Lancet*. 1:953 Birkeland, P.W. 1999. Soils and geomorphology. 3rd ed. Oxford University Press, New York.
- Blakemore, L.C. 1978. Echange complex dominated by amorphous material (ECDAM). In: Tha andisol proposal. G.D. Smith (ed.) Nueva Zelanda.
- Bockheim, J.G.; A.N. Gennadiyev; R.D. Hammer; J.P. Tandarich. 2005. Historical development of key concepts in pedology. *Geoderma* 124: 23-36
- Bridges, E.M; J.H.V. Van Baren. 1997. Soil: an overlooked, undervalued and vital part of the human environment. *The Environmentalis* 17: 15-20
- Campitelli, P.A., M.I. Velasco, and S.B. Ceppi. 2003. Charge development and acid-base characteristics of soil and compost humic acids. *J. Chil. Chem. Soc.* 48(3)
- Camps-Arbestain, M.; M.E. Barreal, C. mourenza, E. Álvarez, P. Kidd, F. Macias. 2003. Rhizosphere chemistry in acid soils. That differ in their degree of Al-Saturation of organic matter. *Soil Science* 168 267-279
- Castellanos, J.Z., J.X. Uvalle-Bueno, A. Aguilar-Santelises. 2000. Curso de interpretación de análisis de suelo, agua y planta (savia) con la finalidad de determinar los programas de fertilización. Universidad Autónoma Chapingo. Chapando, Edo. de México.
- Chesworth, W. 1977. Weathering stages of the common igneous rocks, index minerals and mineral assemblages at the surface of the earth. *Journal of Soil Science* 28: 490-497.
- Dahlgren, R.A., and F.C. Ugolini. 1991. Distribution and characterization of short range order minerals in Spodosols from the Washington Cascades. *Geoderma* 48: 391-413
- Dahlgren, R.A., S. Shoji, and M. Nanzyo. 1993. Mineralogical characteristics of volcanic ash soils. 101-144. *In* Shoji, S., M. Nanzyo and R.A Dahlgren. 1993. Volcanic ash soils. Génesis, properties and utilization. *Developments in soil science*: 21. Elsevier Science Publishers B. V. Amsterdam, The Netherlands.
- De Wit, H.A., M. Kotowski, and J. Mulder. 1999. Modeling aluminium and organic matter solubility in the forest floor using WHAM. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 1141-1148.

- Diario Oficial del Estado de Hidalgo. 2001. Ordenamiento Ecológico Territorial. Estado de Hidalgo. Periódico Oficial (2 de abril de 2001) No. 14. Gobierno del Estado de Hidalgo. Poder Ejecutivo. 473 p.
- Dubroeuq, D., D. Geissert and P. Quantin. 1998. Weathering and soil forming processes under semi-arid conditions in two Mexican volcanic ash soils. *Geoderma* (86): 99-122.
- Elsass, F., D. Dubroeuq, and M. Thiry. 2000. Diagenesis of silica minerals from clay minerals in volcanic soils of México. *Clay Minerals* 35: 477-489
- Emerson, W.W., R.C. Foster and J.M. Oades. 1986. Órgano mineral complexes in relation to soil aggregation and structure. *In* P.M. Huang and M. Schnitzer (eds.) Interactions of soil minerals with natural organics and microbes. Special publication 17. Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wisconsin.
- Enciso-de la Vega, S. 1992. Propuesta de nomenclatura estratigráfica para la cuenca de México. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geología. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 10(1):26-36.
- FAO/ISRIC/SICS. 1999. Based referencial mundial del recurso suelo. Informe sobre recursos mundiales de suelos. 84 Roma, Italia
- Farmer, V.C., A.R. Fraser, and J.M. Tait. 1979. Characterization of the chemical structures of natural and synthetic aluminosilicate gels and soils by infrared spectroscopy. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. Pergamont Press Ltd. Printed in Great Britam 43: 1417- 1420.
- Fitzpatrick, E.A. 1978. Introducción a la ciencia del suelo. Primera edición en español. Publicaciones Cultural, S.A. México
- Forbes, W.F., L.M. Hayward, N. Agwani. 1991. Dementia, aluminium and fluoride. *Lancet* 338: 1592-1593
- Forbes, W..F, G.B. Hill. 1998. Is exposure to aluminum a risk factor for the development of Alzheimer disease?--Yes. *Arch Neurol*. 55:740-741.
- Forster, D.P., A.J. Newens, D.W. Kay, J.A. Edwardson. 1995. Risk factors in clinically diagnosed presenile dementia of the Alzheimer type: a case-control study in northern England. *J Epidemiol Community Health*. 49:253-258.
- Gauthier. E., I. Fortier, F. Courchesne, P. Pepin, J. Mortimer, D. Gauvreau. 2000. Aluminum forms in drinking water and risk of Alzheimer's disease. *Environ Res*. 84:234-246.
- Gensemer, R.W., and R.C. Playle. 1999. The bioavailability and toxicity of Aluminium in aquatic environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 29(4): 315-450.
- Geyne, A.R., C. Fries, K Segerstrom, R.F. Black, and I.F. Wilson. 1963. Geology and mineral deposits of the Pachuca-Real del Monte distric, state of Hidalgo, México. Consejo de Recursos Naturales no Renovables, publication 5E, 222 p.

- Grove, J.H., C.S. Fowler, and M.E. Sumner. 1982. Determination of the charge character of selected acid soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 32-38.
- Guadalix, M.E. y M.T. Pardo.(s/a). Reacción del anión fosfato en los suelos de carga variable. Instituto de Edafología y Biología Vegetal de Madrid. Consejo Superior de Investigaciones Científicas 56 p.
- Harte J., C. Holdren, R. Scheneider and C. Shirley. 1991. *Toxics A to Z. A Guide To Every Day Pollution Hazards.* University of California Press. Berkeley.. pp 210-213.
- Hsu, P.H. 1989. Aluminium hydroxides and oxyhydroxides, p 331-378. *In*. J.B. Dixon and S.B. Weed (eds) *Minerals in Soil Environments.* Soil Science Society of America, Madison. WI.
- Huang, P.M. 1990. Órgano-alumino polymer associations and their significance in soil and environmental sciences. p 179- 237. *In* *Soil colloids and their associations in aggregates.* Edited by M.F. De Boot et al., Plenum Press, New York
- Huang, P.M. 1986. Aluminium and the fate of nutrients and toxic substances in terrestrial and freshwater environments. In M. Singh (editor in chief) *Encyclopedia of systems and control.* Pergamon Press, Oxford.
- Jackson, M.L., P.M. Huang. 1983. Aluminium of acid soil in the food chain and senility. In R.E. Wilding and E.A 3enne (eds.) *Availability of trce metáis.* Elsevier, Amsterdam, 269-276
- Jacqmin, H., D. Commenges, L. Letenneur, P. Barberger-Gateau, J.F. Dartigues. 1994. Components of drinking water and risk of cognitive impairment in the elderly. *Am J Epidemiol.* 139:48-57.
- Jansen, S., M.R. Broadley, E. Robbrecht, and E. Smets. 2002. Aluminium hyperaccumulation in angiosperms: A review of its phylogenetic significance. *The Botanical Review* 68(2) 235-269.
- Johnson, CE., J.J. Ruiz-Mendez, G.B. Lawrence. 2000. Forest soil chemistry and terrain attributes in a Catskills Watershed. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 1804-1814
- Jones, R.C., C.J. Babcock, and W.B. Knowlton. 2000. Estimation of the total amorphous content of Hawai'i soils by the Rietveld Method. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 1100-1108.
- Juo, A.S.R. and E.J. Kamprath. 1979. Copper chloride as an extractant for estimating the potentially reactive aluminum pool in acid soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43:35-38.
- Kamprath, E.J. 1970. Exchangeable aluminium as a criterion for liming leached minerals soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc* 34: 252-254.

- Kamprath, E.J. and C.D. Foy. 1971. Lime fertilizer plant interaction in acid soil. In R.A. Olson. Fertilizer technology and use. 2nd. Ed. Soil Sci. Soc. Am. Proc. Am. Proc. Madison, Wis. 105-155.
- Karathanasis, A.D. and B.F. Hajek. 1982. Revised methods for rapid quantitative determination of minerals in soil clays. Soil Sci. Soc. Am. J. 46:419-425.
- Katou, H. 2002. A ph-dependence implicit formulation of cation- and anion-exchange capacities of variable charge soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 66: 1218-1224.
- Kawahara M.; K. Muramoto; K. Kobayashy; H.Mori; Y. Kuroda. 1994. Aluminum promotes the aggregation of Alzheimer amyloid b-protein in vitro. *Biochem Biophys Res Com*; 198: 531-535
- Klatzo, I., H. Wisniewski, E. Streicher. 1965. Experimental production of neurofibrillary degeneration. *J Neuropathol Exp Neuro*. 24:187-199. *In: Aren Environ Health* 2001. 56:456-460.
- Krauskopf, K.B. 1979. Introduction to geochemistry: Ed. McGraw-Hill. Kogakusha, Tokio, Japan 617 p.
- Lair, D.A. and R.H. Dowdy. 1994. Simultaneous mineralogical quantification and chemical characterization of soil clays. *Clay and Clay Minerals*. 42(6): 747-754.
- Li, S.Y., Z.S. Chen, and J.C. Liu. 1998. Subalpine loamy spodosols in Taiwan: Characteristics, micromorphology and génesis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 710-716
- Macdonald T.L; W.G. Humphreys; B.R. Martin. 1987. Promotion of Tubulin Assembly by Aluminum Ion *in Vitro*. *Science*; 236: 183-186
- Marshall, CE. 1977. The physical chemistry and mineralogy of soils. Vol. II: Soils in place. Wiley-Interscience Publication.
- Martin, J.P., K. Haider. 1986. Influence of mineral colloids on turnover rates of soil organic carbón. In P.M. Huang and M. Schnitzer (eds.) Interactions of soil minerals with natural organics and microbes. Special publication 17. Soil Science Society of America. Inc. Madison, Wisconsin 549-592
- Martyn, C.N., D.N. Coggon, H. Inskip, R.F. Lacey, W.F. Young. 1997. Aluminum concentrations in drinking water and risk of Alzheimer's disease. *Epidemiology*. 8:281-286.
- Martyn, C.N., DJ. Barker, C. Osmond, E.C. Harris, J.A. Edwardson, R.F. Lacey. 1989. Geographical relation between Alzheimer's disease and aluminum in drinking water. *Lancet*. 1:59-62.
- McKeague, J.A., M.V. Cheshire, F. andreux and J. Berthelin. 1986. Órgano mineral complexes in relation to pedogenic processes. *In* P.M. Huang and M. Schnitzer (eds.) Interactions of soil minerals with natural organics and microbes. Special publication 17. Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wisconsin, p 549-592.

- McKeague, J.A., and J.H. Day. 1966. Dithionite and oxalate extractable Fe and Al as aids in differentiating various classes of soils. *Can. J. Soil Sci.* 46: 13-22.
- Mehra, O.P., and M.L Jackson. 1960. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrato system buffered with sodium bicarbonate. *Clays and Clay Minerals* 7: 317-327.
- Meyer, W.L. and P.A. Arp. 1994. Echangeable cations and cation exchange capacity of forest soil samples. Effects of drying, storage and horizon. *Can. J. Soil Sci.* 74: 421-429.
- Muñoz, D.G. 1998. Is exposure to aluminum a risk factor for the development of Alzheimer disease? *Aren Neurol.* 55:737-739.
- Nanzyo, M., R. Dahlgren, and S. Shoji. 1993. Chemical characteristics of volcanic ash soils. *In* S. Shoji, M. Nanzyo, and R. Dahlgren (eds.) *Volcanic ash soils, génesis, properties and utilization.* Elsevier Science Publishers B.V. Amsterdam, The Netherlands. p. 145-188.
- Nesse, A., G. Garbossa, G. Pérez, D. Vittori, N. Pregi. 2003. Aluminio, culpable o inocente. *Química Viva* 2(1) abril 2003. <http://www.quimicaviva.qb.fcen.uba.ar>
- NOM-021-RECNAT-2000. Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial 31 de diciembre de 2002.
- Ortiz-Solorio, M., M. Anaya Garduño; J.W. Estrada-Berg Wolf. 1994. Evaluación, cartografía y políticas preventivas de la degradación de la tierra. Comisión Nacional de las Zonas Áridas. Universidad Autónoma de Chapingo, México. 161p.
- Parfitt, R.L. 1990. Allophane in New Zealand a review. *Australian Journal of Soil Research.* 28: 343-360. Parfitt, R.L., M. Saigusa, and J.D. Cowie. 1984. Allophane and halloysite formation in a volcanic ash bed under different moisture conditions. *Soil Science* 138(5): 360-364.
- Parfitt, R.L., and M. Saigusa. 1985. Allophane and humus-aluminum in spodosols and andepts formed from the same volcanic ash beds in New Zealand. *Soil Science* 139(2): 149-155.
- Parfitt, R.L., R.J. Furkert, and T. Henmi. 1980. Indetification and structure of two types of allophane from volcanic ash soils and the tephra. *Clays and Clay Minerals* 28(5): 328-334.
- Paterson, E., L. Clark, and A.C. Birnie. 1993. Sequential selective dissolution of iron, aluminium and silicon from soils. *Commun. Soil Sci. Plant. Anal.* 24(15-16): 2015-2023.
- Petrela, L, V.M. Cámara, G. Kennedy, B. Bouyahi, J. Zayed. 2001. Health effects of residential exposure to aluminum plant air pollution. *Arch Environ Health.* 56:456-460.

- Porta, C.J., M. Lopez-Acevedo y C. Roquero de Laburu. 1999. Edafología, para la agricultura y el medio ambiente. 2^a edición revisada y ampliada. Ediciones Mundi Prensa. Madrid, España.
- Qafoku, N.P., M.E. Sumner. 2002. Adsorption and desorption of indifferent ions in variable charge soils: The possible effect of particle interactions on the counter-ion charge density. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 1231-1239
- Ramírez, R., D. Corape y N.C. Ramírez. 1983. Efecto del pH en el medio de enraizamiento del maní (*Arachis hypogaea* L.) sobre el peso seco y acumulación de nutrientes. *Agron. Trop.* 33(1): 191-211.
- Rogers, M.A., D.G. Simón. 1999. A preliminary study of dietary aluminium intake and risk of Alzheimer's disease. *Age Ageing.* 28:205-209.
- Ruiz, C.J., E. Calderón F., J.V. Tamariz, J.T. Tremols, A. Cruz, M.A. Valera y A. Handal. 1999. Manual para la descripción de perfiles de suelos y evaluación del entorno. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Dirección General de Fomento Editorial. Textos UAP. Serie Apoyo a la Docencia 57p.
- Schaefer, C.E., M. Reschutzegger, M. Borges-Junior, F.N.B. Simas, y F.C. Santos. 1999. Extracción secuencial de aluminio en suelos del sur de minas Gerais (Brasil). 14^o Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Chile. 8-12 Noviembre, p. 20.
- Schaw, J.N., D.W. Reeves, C.C. Truman. 2003. Clay mineralogy and dispersibility of soil and sediment derived from Rhodic paleudults. *Soil Science* 168: 209-217
- SEMARNAP/INEGI. 1999. Estadísticas del medio ambiente, México 1999. Informe de la situación general en materia de equilibrio ecológico y protección al ambiente 1997-1998. SEMARNAP-INEGI, México. Tomo 1
- Shoji, S. and T. Fujiwara. 1984. Active aluminium and iron in the humus horizons of Andosols from northeastern Japan: Their forms, properties and significance in clay weathering. *Soil Sci.* 137: 216-226.
- Shoji, S., M. Nanzyo and R.A. Dahlgren. 1993. Volcanic ash soils. Génesis, properties and utilization. *Developments in soil science*: 21. Elsevier Science Publishers B. V. Amsterdam, The Netherlands.
- Shuman, L.M. 1985. Fractionation method for soil microelements. *Soil Science.* 140(1): 11-22.
- Smith, B.F.L. 1994. Characterization of poorly ordered minerals by selective chemical methods. *In*: M.J. Wilson, (ed.) Clay mineralogy spectroscopic and chemical determinative methods. Chapman and Hall, London. 333-357.

- Soil Survey Laboratory Staff. 1996. Methods Manual Soil Survey Investigations Report 42, Ver. 3.0 US Department of Agriculture, Washington, DC.
- Soil Survey Staff. 1995. Clave para la taxonomía de suelos, versió, 1994. Traducción de: Ortiz-Solorio, C, M.C. Gutiérrez-Castoreña y J.L. García-Rodríguez. Primera Edición en Español. 1995. Publicación Especial 3. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo (SMCS). Chapingo, México. 306 p.
- Soil Survey Staff. 1999. Soil Taxonomy 2nd edition. Natural Resources Conservation Service, US >Department of Agriculture. Madison, WI.
- Soni, M.G., S.M. White, W.G. Flamm, G.A. Burdock. 2001. Safety evaluation of dietary aluminum. Regul Toxicol Pharmacol. 33:66-79.
- Soon, Y.K. 1993. Fractionation of extractable aluminum in acid soils: a review and a proposed procedure. Commun. Soil Sci. Plant. Anal. 24(13&14): 1683-1708.
- Sosa, D.A. 1994. II Curso de Capacitación en Producción de Yerba Mate. INTA. Centro Regional Misiones E.E.A. Cerro Azul p. 68-85.
- Sposito, G. 1989. The chemistry of soils. Oxford University Press. N.Y. 273 p.
- Suay-Llopis, L, F. Ballester-Díez. 2002. Revisión de los estudios sobre exposición al aluminio y enfermedad de Alzheimer. Revista Española de Salud Pública. 76(6)
- SSSA. Soil Science Society of America. 1997. Glossary of soil science terms. SSSA, Wisconsin, EUA.
- Stevenson, F.L. 1982. Humus chemistry; génesis, composition, reactions. Willey and Sons. N.Y.
- Takahashi, T., R.A. Dahlgren, B.K.G. Theng, J.S. Whitton, and M. Soma. 2001. Potassium-selective, halloysite-rich soils formed in volcanic materials from Northern California. Soil Sci. Soc. Am. J. 65: 516 - 526.
- Tan, K.H. 1994. Environmental soil science. Ed. Marcel Dekker, INC. New York. USA.
- Tan, K.H. and P.S. Troth. 1982. Silica-sesquioxide ratios as aids in caracterizacion of some températe región and tropical soil clays. Soil Sci. Soc. Am. J. 46: 1109-1114
- Terry, R.D., C. Pena. 1965. Experimental production of neurofibrillary degeneration. J Neuropathol Exp Neuro 24:200-10. *In*: Arch Environ Health 2001. 56:456-460.
- Thomas, G.W., and W.L. Hargrove. 1984. The chemistry of soil acidity. *In* F. Adam (ed.). Soil acidity and liming. Agronomy Monograph No. 9

- American Society of Agronomy. Crop Science Society of America and Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin.
- Tyas, S.L., J. Manfreda, L.A. Strain, P.R. Montgomery. 2001. Risk factors for Alzheimer's disease: a population-based, longitudinal study in Manitoba, Canadá. *Int J. Epidemiol.* 30:590-597.
- Uehara, G., and G. Gillman. 1981. The mineralogy, chemistry and physics of tropical soils with variable charge clays. Westview tropical agriculture series 4. United States of America by Westview Press, Inc. 169 p.
- Uehara, G., and G.P. Gillman. 1980. Charge characteristics of soils with variable and permanent charge minerals. I Theory. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 250-252.
- Van Zuidam, R.A. 1979. Terrain análisis and classification using aerial photographs a geomorphological approach. Enschede, Netherlands, International Training Center, 186 p.
- Verbeek, A.A., M.C. Mitchell and A.M. Ure. 1982. The analysis of small samples of rock and soil by atomic absorption and emission spectrometry after a lithium metaborate fusion/nitric acid dissolution procedure. *Analytica Chimica Acta* 135:215-228.
- Wada, S.L 1987. Imogolite syntesis at 25 °C. *Clays and Clay Minerals* 35: 379-384.
- Wada, K. 1989. Allophane and imogolite. *In* J.B. Dixon and S.B. Weed (Editors) *Minerals in soil environments*. 2nd ed. Soil Science Society of America. Madison, WI 1051-1087.
- West, S.L, G.N. White, Y. Deng, KJ. McInnes, A.S.R. Juo, J.B. Dixon. 2004. Kaolinite, halloysite, and iron oxide influence on physical behavior of formulated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 1539-1548.
- WHO. 1997. International programme on chemical safety. Environmental health criteria 194: Aluminium.
- Wild, A. 1992. Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Russell. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid España, p. 1045.
- World Reference Base for Soil Resources (WRB). 1998. Report No 84. FAO-ISRIC-IUSS UISSIBU.
- <http://www.fao.org/waicent/faoinfo/agricult/agls/wrb/wrbdocs.ht>
- Yang MS; H.F. Wong; K.L. Yung. 1998. Determination of Endogenous Trace Metal Contents in Various Mouse Brain Regions after Prolonged Oral Administration of aluminum chloride. *3 of Toxicology and Enviromental Health, Part A*;55: 445-453.
- Yu, T.R. 1997. Scope of soil chemistry. p. 3-16. *In*. Chemistry of variable charge soils. T.R. Yu (Edited) Oxford University Press. Oxford New York Printed in the United States of America.

- Zhang, M.; A.K. Alva; Y.C. Li; D.V. Calvert. 1997. Fractionation of iron, manganese, aluminium and phosphorus in selected sandy soils under citrus production. *Soil Science Society of American Journal*. 6(3): 794-801.
- Zhang, X.N., and A.Z. Zhao. 1997. Surface charge. p. 17-63 *In*. Chemistry of variable charge soils. T.R. Yu (Edited) Oxford University Press. Oxford New York Printed in the United States of America.
- Zysset, M., P. Blaser, S. Luster, and A.U. Gehring. 1999. Aluminum solubility control in different horizons of a podsol. *Soil Sci. So. Am.* 3. 63: 1106-1115.