



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
- Z A R A G O Z A -

DIAGNOSTICO Y EVALUACION DE LOS GRADOS
DE CONTAMINACION DE LOS SUELOS DEL TRAN-
SECTO TELLEZ-PACHUCA POR METALES PESADOS
PRESENTES EN LAS AGUAS RESIDUALES DEL RIO DE
LAS AVENIDAS Y EL COLECTOR CENTRAL DE
PACHUCA.

T E S I S
Que para obtener el Título de
B I O L O G O
p r e s e n t a

ANTONIA FLORES RODRIGUEZ



México, D. F.

1993

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

I N D I C E

	pág.
Introducción	I
Justificación	II
Objetivos	IV
Hipótesis	V
Revisión Bibliográfica	
Hierro	1
Cobre	5
Manganeso	8
Zinc	13
Plomo	17
Cromo	20
Cobalto	22
Níquel	24
Cadmio	24
I. Características de la zona de estudio	
A. Localización geográfica	27
B. Fisiografía	30
C. Clima	31
D. Hidrología	33
E. Geología	35
F. Edafología	35
G. Vegetación	37
H. Agricultura	38
II. Metodología	
Trabajo de Campo	41
Trabajo de Laboratorio	41

III. Resultados y discusión	44
Conclusiones	82
Bibliografía	84
Apéndice	94

RESUMEN.

Los suelos del transecto Téllez-Pachuca se caracterizan por presentar texturas arenosas, una buena permeabilidad y un buen drenaje, lo que contribuye con la lixiviación de sales solubles y algunos metales pesados; mientras la mayor parte de estos últimos se están precipitando, o se fijan a los coloides del suelo en las primeras capas, como ocurre con el Pb, Cu, Mn y Cd en los sitios 10, 12 y 19.

Son suelos de reacción alcalina, con pHs de 8.30 a 6.70, sin problemas de salinidad, pero con ciertos grados de sodicidad, como los sitios 8, 23 y 19, donde el Na^+ intercambiable rebasa el 15 % de la C.I.C.

Desde el punto de vista de su fertilidad, los suelos son medianamente pobres en materia orgánica, con contenidos promedios de 1.62 %, medianamente pobres en N.T. con una media de 0.15 %, con valores promedio de fósforo asimilable de 16.58 ppm, que los clasifica como medios en este elemento; además de presentar capacidades de intercambio de bajas a medias.

Son suelos con altas concentraciones de bases intercambiables, presentándose en el siguiente orden: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+ con valores promedio de 25.70, 8.47, 1.71 y 1.21 meq/100 g respectivamente; donde el principal problema es la presencia del Na^+ que en varios sitios está desplazando al Ca^{2+} y Mg^{2+} de los sitios de intercambio.

Los iones solubles en la zona de estudio son considerables, sobre todo el Na^+ y los SO_4^{2-} que son los más perjudiciales; pero en general se encontraron en el siguiente orden:

SO_4^{2-} , Na^+ , HCO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , K^+ y CO_3^{2-} con concentraciones promedio de 6.43, 5.07, 4.71, 4.10, 3.39, 2.80, 0.48 y 0.00 ppm consecutivamente. La presencia de estos iones en la naturaleza se está empezando a reflejar, sobre todo en los sitios 3 y 22 ubicados en la parte sur de la zona de estudio, donde se detectaron suelos ligeramente salinos.

Al evaluar la fertilidad de las dos soluciones extractoras de metales pesados, ésta fue variable; siendo más efectiva la solución ácida para el Mn, Zn, Cr, Co y Ni; donde los valores promedio fueron: 35.70, 23.25, 0.29, 0.62 y 150 ppm respectivamente, mientras para el Fe, Cu, Pb y Cd resultó ser el DTPA, con concentraciones medias de 13.32, 10.87, 38.58 y 0.98 ppm consecutivamente.

Las mayores concentraciones de metales pesados (Cu, Mn, Pb y Cd) consideradas como superiores a las reportadas en suelos de México regados con aguas residuales se encontraron en los sitios 12, 10 y 19 que corresponden a los lugares cercanos a Pachuca y al final del área de estudio, donde estos elementos se han estado acumulando.

Los suelos del Municipio de Pachuca presentan concentraciones altas de Pb, Cd, Cu, Zn y Mn como resultado de las aportaciones de las aguas residuales provenientes principalmente de la zona minera de Pachuca, donde las cantidades promedio fueron: 38.58, 0.98, 20.87, 23.25 y 35.70 ppm respectivamente.

INTRODUCCION.

Las aguas residuales de la Ciudad de Pachuca se han venido utilizando en la agricultura desde 1930, con lo que se ha logrado un incremento en la productividad con el mínimo empleo de fertilizantes, ya que estas aguas presentan altas concentraciones de materia orgánica, sin embargo, paralelo a este beneficio están los efectos que originan las aguas en el recurso suelo; ya que este se ha venido degradando por los contaminantes presentes en el agua, como son metales pesados, grasas y aceites que alteran las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Méndez, 1982).

Uno de los recursos más importantes para el hombre es el suelo, y aunque existen muchos y muy variados tipos de suelos, su valor radica en que es un medio de subsistencia para el hombre ya que representa el suministro continuo de alimentos para los organismos. Sin embargo, la degradación química del suelo es tan antigua como el hombre mismo, pero esta se ha venido acelerando con la modernización de la agricultura; la cual hace uso indiscriminado de fertilizantes químicos, pesticidas y herbicidas, entre otros productos, los cuales alteran el sistema natural agua-suelo-organismo, contaminando suelos, ríos, lagos,

lagunas y mantos freáticos (Méndez, 1992).

Respecto a la contaminación de suelos por el uso de aguas residuales en el Estado de Hidalgo, es uno de los temas más estudiados, sin embargo, en la zona de estudio no se han realizado trabajos de este tipo, ya que la mayor parte de las investigaciones se han realizado, sobre todo, en el Valle del Mezquital, que es una de las zonas que ha sufrido los mayores impactos, por el uso de aguas residuales de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México.

El Valle del Mezquital es la zona de mayor importancia respecto al uso de aguas residuales en la agricultura, sin embargo, en la zona de estudio se cuenta con más de 500 Has. en los municipios de Pachuca y Mineral de la Reforma que se han venido irrigando desde los años 30's. con aguas residuales, en los cuales se han venido obteniendo buenos rendimientos con el mínimo uso de fertilizantes, aunque con la incorporación de las aguas residuales de Tizayuca y Ciudad Sahagún los problemas de contaminación por metales pesados y sales solubles se han venido incrementando (C.A.D.R., S.A.R.H., Pachuca 1992).

JUSTIFICACION

En las últimas décadas, a raíz de la industrialización que han venido sufriendo varias ciudades del país, entre ellas Pachuca, además del crecimiento de la población, el ambiente se ha visto drásticamente afectado en la cadena natural agua-suelo-organismo. La Zona Metropolitana de la Ciudad de México desecha grandes volúmenes de aguas residuales, tanto de origen industrial como doméstico, las cuales se han canalizado principalmente al

Valle del Mezquital, donde por su magnitud se han realizado varios estudios de contaminación de suelos por el uso de aguas residuales. Sin embargo, existen otras áreas en el Estado de Hidalgo donde se utilizan estas aguas con fines agrícolas, como es el Municipio de Pachuca, donde se han venido empleando las aguas residuales de Pachuca, Tizayuca y Ciudad Sahagún, en este municipio, hasta la fecha no se han realizado estudios tendientes a evaluar los niveles de contaminación de la zona.

Por lo cual, este trabajo tiene como finalidad, diagnosticar los niveles de contaminación de metales pesados en los suelos agrícolas por el efecto de las aguas residuales en suelos del transecto Téllez-Pachuca.

OBJETIVOS

1. Diagnosticar y evaluar los niveles de contaminación de los suelos del transecto Téllez - Pachuca por Fe, Cu, Mn, Zn, Pb, Cr, Co, Ni y Cd.
2. Caracterizar desde el punto de vista físico y químico el suelo agrícola, así como los niveles de salinidad y sodicidad.
3. Relacionar comparativamente los niveles de metales pesados extractables con D.T.P.A. y la solución extractora de Carolina del Norte (solución ácida 0.075 N de HCl - H₂SO₄).

HIPOTESIS

Las aguas residuales de la Ciudad de Pachuca presentan contaminantes, tanto de origen doméstico como industrial, además de la contaminación por metales pesados que se han venido incorporando a los suelos como resultado de las actividades mineras. Por lo que la presencia de estos en los suelos cercanos a la Ciudad de Pachuca será mayor.

REVISION BIBLIOGRAFICA.

Hierro.

El hierro es uno de los elementos más abundantes en la litósfera, superado únicamente por el Si y el Al, se le encuentra del orden de 5 a 6 %, sin embargo, la mayor parte de este elemento se presenta formando óxidos hidratados solubles únicamente a pHs de 2.5 a 3.0, por lo que con frecuencia se encuentran deficiencias de Fe sólo en suelos alcalinos.

Geoquímicamente es único por su capacidad para formar compuestos estables principalmente con el O_2 , Si y S, así como por su presencia como metal nativo en meteoritos y en el interior de la tierra. El Fe en la naturaleza se encuentra en estado nativo y con dos estados de valencia común (Fe^{2+} y Fe^{3+}) lo cual hace que este metal y sus compuestos sean indicadores de las condiciones de oxidación en la naturaleza; por lo que en el interior del planeta existen condiciones reductoras extremas, caracterizado por la presencia de silicatos, en los cuales el Fe se encuentra en forma ferrosa Fe^{2+} . Mientras en las capas profundas de la tierra, el hierro existe en forma ferrosa aunque en menor proporción, sin embargo, a medida que nos acercamos a la superficie, las formas de Fe férrico aumentan hasta existir una relación férrico/ferrosa constante, siendo mayor esta relación en las rocas graníticas que en los basaltos, ya que estos se forman en la superficie de la tierra, mientras los granitos se forman en la profundidad de la corteza terrestre o a partir de materiales superficiales (Mortvedt, 1983).

El contenido de hierro en las rocas es muy variable, ya que depende de la formación de estas, así, en rocas ígneas (lavas

basálticas) el contenido de Fe es de 8.6 % y en las rocas graníticas el contenido es de 2.7 %. En algunos minerales primarios como la biotita y el olivino la concentración de Fe es de 11.0 y 11.9 % respectivamente (Fassbender, 1985).

El Fe total en los suelos varía de 1 a 10 %, el extractable fluctúa de 10 a 1000 ppm.; en aguas tanto de ríos como subterráneas el Fe está a menudo en concentraciones de 0.1 a 10 ppm y en los tejidos vegetales varía de 20 a 200 ppm, incorporándose principalmente como Fe^{2+} .

A pesar de que el hierro es un elemento secundario para el crecimiento de las plantas y de gran parte de los microorganismos del suelo, éste es un elemento esencial, por ejemplo, los vegetales lo incorporan principalmente como Fe^{2+} , el cual participa en la formación de la clorofila, es constituyente de varias enzimas y toma parte en la cadena respiratoria, específicamente en las catalasas, oxidasas, peroxidasas, citocromos y citocromo-oxidasas.

Aunque el contenido de hierro en los suelos generalmente es alto, frecuentemente los cultivos muestran deficiencias de este elemento, sobre todo en suelos con pHs que tienden a la alcalinidad, mientras en suelos ácidos (suelos tropicales) son frecuentes las toxicidades de hierro, ya que la asimilabilidad del Fe depende de su estado de oxidación y este a su vez depende del pH del suelo, actividad microbiana, aireación, textura y materia orgánica.

La asimilabilidad del Fe por los vegetales depende de su estado iónico y en este aspecto los microorganismos están muy involucrados, ya que el hierro es un elemento que se transforma

fácilmente mediante la actividad de la microflora, pues algunas bacterias oxidan el hierro ferroso a férrico, el cual se precipita como hidróxido férrico quedando no disponible para los cultivos.

En general, en suelos con pH menor a 5 el ión predominante es el ferroso, mientras a pHs superiores a 6 el ión férrico es favorecido, por otra parte, si el potencial de óxido-reducción es inferior a 0.2 volts, gran parte del hierro se encuentra en estado ferroso, pero, si el potencial de óxido-reducción es superior a 0.3 volts el férrico será el ión dominante (Mortvedt, 1983).

Por lo tanto, un incremento en la intensidad de reducción origina la acumulación de hierro ferroso soluble, mientras que al oxidarse el medio ambiente en un pH cercano a la neutralidad se origina una acumulación de hierro férrico insoluble.

El principal responsable de la oxidación de las sales de hierro ferroso es Thiobacillus ferroxidans, el proceso se realiza a un pH que varía de 2.0 a 4.5, pero el pH óptimo es de 2.5 a 3.5.

En suelos con un buen drenaje, la mayor parte del hierro está en forma férrica y solamente se encuentran pequeñas cantidades de hierro ferroso; pero si el suelo sufre problemas de anaerobiosis este elemento se encontrará en estado ferroso.

Los factores que afectan la disponibilidad del Fe son:

a) la cantidad total del elemento presente en el suelo.

b) pH del suelo; la solubilidad del Fe decrece a medida que aumenta el pH del suelo, por lo que son comunes las deficiencias de Fe en suelos calcáreos o alcalinos de zonas áridas con pHs superiores a 7.0.

c) aireación del suelo; en condiciones de una deficiente aireación en suelos compactos e inundados, el Fe se encuentra en forma ferrosa (Fe^{2+}) soluble, aunque algo se precipita como sulfuros.

d) la presencia del Cu, Zn y Mn interfieren en la absorción del Fe precipitándolo o reemplazando su sitio químico, pero no su actividad.

e) la materia orgánica descompuesta o en forma de cubierta vegetal densa en el suelo reduce las deficiencias del Fe debido probablemente a la producción de CO_2 que abate el pH en la vecindad de las raíces.

Las deficiencias de Fe en el suelo se pueden corregir de la siguiente forma:

1) aplicación de $FeSO_4$ al suelo; este método depende del pH del suelo, ya que puede ocurrir una rápida oxidación del Fe, pero si el pH del suelo es elevado el $FeSO_4$ pasará a una forma insoluble, $Fe(OH)_3$;

2) inserción de hierro metálico o sales insolubles de hierro en el tronco de los árboles;

3) aspersiones de $FeSO_4$ o quelatos de Fe al follaje Fe-EDTA-OH;

4) abatiendo el pH del suelo, agregando azufre o sembrar pasto;

5) aplicación de quelatos al suelo o inyecciones al subsuelo.

Cobre

En las rocas de la corteza terrestre este elemento exhibe un comportamiento calcófilo por su abundancia, siendo los sulfuros más estables que los silicatos u óxidos. El Cu se encuentra por lo general como Cu^+ y Cu^{2+} presentándose la primera forma en rocas cuya formación ha sido profunda, mientras el divalente se encuentra principalmente en rocas superficiales. Entre las minerales primarios que proporcionan este elemento se encuentran: olivino, augita, hornablenda, biotita, anortita, andesita, oligoclasa, ortoclasa y albita. Mientras que la fuente principal de Cu en el suelo son: la calcopirita (CuFeS_2), la calcocita (Cu_2S), coralita (CuS), bornita (Cu_5FeSO_4), energita (Cu_3AsS_4), cuprita (Cu_2O), tenorita (CuO), malaquita ($\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$), azurita ($\text{Cu}_3(\text{OH})_2(\text{CO}_3)_2$) y la brocantita $\text{Cu}_4(\text{OH})_6\text{SO}_4$; siendo la calcocita la más abundante (Mortvedt, 1983).

Los compuestos gaseosos de Cu son conocidos únicamente en emanaciones volcánicas de alta temperatura, en las que algunas veces se han encontrado trazas de los compuestos CuCl y Cu_3Cl_2 que son ligeramente volátiles. Cualquiera que sea la forma del Cu en las rocas primarias, este se disuelve durante el desgaste natural, principalmente como Cu^{2+} , por ejemplo:



siempre y cuando la solución permanezca en estado de oxidación y por lo menos ligeramente ácida, el Cu no puede precipitar ya que los compuestos de Cu^{2+} con los aniones comunes del agua del suelo son solubles, estos iones forman complejos iónicos y moleculares

muy estables.

El Cu en el suelo está probablemente presente como Cu^{2+} adsorbido y en solución en el suelo como ión y formas complejas.

Los contenidos de Cu en las rocas básicas es hasta de 140 ppm y en las ácidas de 30 ppm, mientras en el suelo normalmente varían de 1 a 60 ppm; a pesar de esta baja concentración, los síntomas aparentes de deficiencia de Cu en las plantas son raros.

El Cu es absorbido por las plantas en forma de ión cúprico Cu^{2+} , y puede ser absorbido como una solución de un complejo orgánico tal como el EDTA; las sales de Cu son absorbidas a través de las hojas. El requerimiento de este elemento por los vegetales es en pequeñas cantidades, ya que en suelos donde hay cantidad alta de Cu asimilable, este elemento causa fuertes toxicidades en los cultivos. La participación del Cu en la fisiología vegetal es fundamental, ya que forma parte de varias enzimas de oxidación como son: polifenol-oxidasas, laccasa y ácido ascórbico-oxidasas. Es activador además de las enzimas nitrito reductasa e hiponitrito reductasa, participa también en la síntesis de las proteínas y la clorofila.

Respecto a la movilidad del Cu en la planta, este elemento es prácticamente inmóvil, por lo cual las deficiencias son raras, por lo que con frecuencia se les denomina "hambre oculta", por lo general, las deficiencias de Cu en las plantas son muy variadas dependiendo de la especie; por ejemplo, en tomate las hojas terminales toman un color verde azulado, mientras en cítricos el resto del vegetal permanece de color verde intenso, en girasol y tabaco las partes jóvenes presentan un coloración amarilla intensa.

Los principales factores que afectan la disponibilidad del Cu son: pH, materia orgánica y textura. En el primer caso la solubilidad del Cu disminuye a medida que aumenta el pH, sobre todo en suelos arenosos donde con frecuencia se encuentran deficiencias de este elemento en suelos alcalinos. En el caso de la materia orgánica, en suelos con alto porcentaje de ésta, la disponibilidad del Cu disminuye por el alto poder de fijación de este elemento, como es el caso de los suelos orgánicos donde son comunes los pHs bajos. La textura es otro factor que influye en la disponibilidad del Cu, como ocurre en suelos de textura fina, donde las arcillas tienen un gran poder de retención de este elemento.

En suelos con pHs bajos, donde la disponibilidad del cobre es alta, el elemento presenta antagonismos principalmente con Fe, Zn y Mo, donde se presentan con frecuencia deficiencias de Fe y Zn; en el caso del Mo en suelos alcalinos los problemas de toxicidad por este elemento se corrigen agregando Cu en forma de CuSO_4 en el agua o en el alimento del ganado.

Manganeso.

La fuente principal de este elemento son las rocas ferromagnesianas que al intemperizarse liberan Mn^{2+} . El Mn total en los suelos fluctúa desde 0.0 hasta 0.5 %, y en forma soluble varía de 2 a 500 ppm, mientras que en las rocas ígneas oscila de 0.04 a 0.15 % y en las sedimentarias varía de 0.08 a 0.11 % (Mortvedt y Stout, P. R., 1983).

El Mn es un elemento litófilo, se le encuentra principalmente en silicatos formando óxidos como la pirolusita MnO_2 , hausmanita Mn_3O_4 , manganita $MnOOH$ y la braunita $(Mn,Si)_2O_3$; se encuentra también en carbonatos y silicatos como la rodocrosita $MnCO_3$ y la rodonita $MnSiO_3$.

Las formas iónicas del Mn en el suelo son: Mn^{2+} , Mn^{3+} , Mn^{4+} ; siendo la forma divalente la más importante en los suelos con pHs que tienden a la neutralidad, mientras en suelos con pHs ácidos la disponibilidad del Mn aumenta drásticamente originando severas toxicidades y en suelos alcalinos bien oxidados existen deficiencias de este elemento. La disponibilidad del Mn para los vegetales depende de su forma iónica en el medio, y esta a su vez depende fundamentalmente tanto del pH del suelo como de la materia orgánica, por lo que en suelos con pHs inferiores a 6.5 y con altos porcentajes de materia orgánica la forma predominante del Mn está como MnO , que es soluble e intercambiable, mientras en suelos alcalinos con pH superior a 8.0 predomina la forma MnO_2 que es inerte, y en suelos neutros la forma predominante es la trivalente Mn_2O_3 , y cuando estos suelos presentan altas concentraciones de materia orgánica, esta forma fuertes complejos con el Mn dejándolo disponible por las plantas originando fuertes

toxicidades, pero si estos suelos desarrollan condiciones de reducción principalmente por inundación, el Mn tetravalente inerte pasa a Mn^{2+} que es la forma asimilable por las plantas, por lo que su grado de solubilidad está dada por la ecuación:



Con el fin de cuantificar el Mn disponible para las plantas se han utilizado varios agentes extractantes, entre los cuales los más frecuentes son los quelatantes, sobre todo en suelos con valores de pH cercanos al neutro, el CDTA (ácido ciclohexanodiaminatetracético), DTPA (ácido dietilentriaminatetracético), EDTA (ácido etilendiaminatetracético) y HEDTA (ácido hidroxietilendiaminatriacético) son los agentes quelantes más efectivos para el Mn^{2+} . A valores de pH superiores, el DTPA y CDTA son claramente los más efectivos, seguidos por el EDTA y HEDTA, ninguno de los otros agentes quelantes incrementa significativamente el valor del Mn quelado (Norvell, 1983).

La captación del Mn por diversos tejidos vegetales muestra un proceso en dos fases, una captación rápida inicial y una fase sostenida (Moore, 1983).

Respecto a las funciones del Mn en la fisiología de las plantas, estas son muy variadas; en su mayoría activa aunque en forma no específica, una serie de enzimas, pero únicamente una mangano-enzima ha sido claramente identificada (piruvato carboxilasa, por Scrutton et al., 1966); siendo esta proveniente del hígado de aves. De hecho, la localización principal de la deficiencia de Mn en plantas es más claramente identificada en el fotosistema II de la fotosíntesis (Price, et al., 1983).

Entre las diversas funciones del Mn en la fisiología vegetal

este participa durante la fotosíntesis como catalizador de varias reacciones enzimáticas como son: deshidrogenasas, carboxilasas, arginasas y fosforilasas; algunas veces es sustituido por el Mg.

Interviene también en las reacciones de oxidación y reducción (transporte de electrones), cuando hay exceso de Mn sobreviene una deficiencia de Fe por oxidación de la forma ferrosa a la férrica inactiva.

Participa también en la síntesis de las proteínas, por lo que en sus deficiencias hay una acumulación de aminoácidos; interviene además en la síntesis de la sacarosa y la clorofila, bajo deficiencias de Mn los cloroplastos son afectados y la fotosíntesis se reduce fuertemente, especialmente si la luz es insuficiente.

En la planta es completamente inmóvil, las mayores concentraciones de Mn se localizan en las partes fisiológicamente activas de esta, especialmente en las hojas. Bajo deficiencias de Mn, los primeros síntomas aparecen en las hojas jóvenes; en plantas de hoja ancha aparece una clorosis intervenal.

En casos de deficiencias severas las hojas adquieren un color amarillo pálido con puntos necróticos, el desarrollo vegetativo se retarda y la flor se reduce anormalmente; se han reportado síntomas de deficiencia de Mn principalmente en soya, trigo, avena, chícharo, remolacha, etc. Antiguamente se les habían dado nombres de enfermedades microbianas.

Con frecuencia se presentan problemas de deficiencias de Mn en las plantas, y estas ocurren por lo general en suelos ligeramente ácidos o alcalinos, mal drenados, suelos orgánicos como los histosoles, podsoles, regosoles y gleys, suelos de

origen marino, suelos ricos en Fe, Cu o Zn, clima seco, baja intensidad luminosa y baja temperatura del suelo (Lucas, 1983).

Las deficiencias de Mn ocurren normalmente cuando la concentración en los tejidos de la planta es menor de 20 ppm en la materia seca. Concentraciones amplias pero no excesivas oscilan de 20 a 500 ppm de Mn. Aunque existen datos limitados para delinear cuando se presenta la toxicidad, los niveles en exceso de 500 ppm son probablemente tóxicos para muchas plantas; las plantas que son sensibles a la deficiencia de Mn igualmente son sensibles a la toxicidad. El Mn se acumula en los márgenes de las hojas de maíz a niveles de cerca de dos veces los encontrados en el resto de la superficie de la hoja (Benton, 1983).

Las deficiencias de Mn son a menudo observadas en suelos bien drenados con reacción neutra o calcárea. Sin embargo, ciertos suelos orgánicos y algunos suelos minerales contienen cantidades mayores de materia orgánica y pueden exhibir deficiencia de Mn con un pH ligeramente ácido. Las deficiencias de Mn se presentan a menudo en plantas de grano pequeño y en leguminosas de semilla grande; sin embargo, también han sido reportadas en una gran variedad de plantas de cosecha, vegetales y en algunas frutas (Murphy, 1970).

Las deficiencias de Mn con frecuencia se corrigen de la siguiente forma:

- 1) aplicación de $MnSO_4$ al suelo,
- 2) aspersión de $MnSO_4$ al follaje,
- 3) cultivo de plantas poco exigentes al Mn, y
- 4) inundaciones periódicas al terreno.

Se ha observado que el Fe y el Cu acentúan las deficiencias

de Mn. En el caso del Fe por antagonismo en la absorción y en el caso del Cu por oxidación a MnO_2 . Una buena relación de Fe:Mn en el medio es de 2:1.

Se ha reportado toxicidad de Mn en suelos muy ácidos ricos en este elemento, ya que hay un margen muy estrecho entre deficiencias de Mn. La toxicidad se puede corregir precipitando el Mn^{2+} en los fosfatos del suelo o adicionando cal para elevar el pH del suelo.

Las plantas se clasifican en 3 grupos de acuerdo a su comportamiento en suelos deficientes de Mn, en las sensibles están las leguminosas, los síntomas de toxicidad se manifiestan cuando la concentración de Mn en el follaje excede de 100 ppm.; entre las intermedias está la soya y de las tolerantes hay dos tipos, las que absorben poco Mn (avena y mostaza), y las que absorben mucho Mn (tabaco, fresa y papa).

La toxicidad de Mn se corrige mediante la fertilización fosfatada y suplementos de Fe asimilable, pues en ocasiones la toxicidad de Mn es sólo una deficiencia inducida de Fe.

Zinc.

Este elemento esta presente como único mineral de sulfuro (la sfalerita ZnS) lo que indica que el metal es principalmente calcófilo en su comportamiento en la corteza terrestre. El Zn es muy electropositivo, por lo que es difícil de reducir, y su presencia natural como metal nativo es escaso y cuestionable. Sus minerales más importantes son: la hemimorfita ($Zn_4(OH)_2Si_2O_7 \cdot H_2O$) óxidos (ZnO), smithsonita ($ZnCO_3$), generalmente se alteran con facilidad, siendo también ricos en Zn el olivino, la hornablenda, la augita y la biotita.

Entre las rocas sedimentarias comunes, las concentraciones mayores de Zn son los esquistos (47 %), como es típico para la mayoría de los metales pesados comparados con las cantidades de este elemento en las rocas ígneas (0.004 a 0.01 %), en la corteza terrestre (70 ppm) y en los suelos (10 a 300 ppm).

El Zn se mueve en las rocas sedimentarias, en parte como Zn^{2+} adsorbido en material de granulación fina y en parte en la estructura de minerales de arcilla, probablemente sustituyendo al Mg^{2+} .

El Zn forma un mineral de arcilla (sauconita) en el cual es un constituyente esencial, pero los compuestos de Zn son raros.

El desgaste de los minerales de Zn proporciona Zn^{2+} en solución, este elemento presenta una fracción asociada a la materia orgánica y fosfatos del suelo. Las fracciones solubles en agua y cambiabile de Zn es bastante pequeña, se encuentra preferentemente en forma de quelatos. Además, se presenta como catión bivalente (Zn^{2+}) retenido en el complejo de intercambio,

de donde las plantas lo toman por intercambio iónico, además del que se encuentra en la solución del suelo.

El contenido de Zn en el suelo es aproximadamente 10 veces mayor que el contenido de Cu, variando entre 10 y 300 ppm en total, del cual una parte es soluble, otra intercambiable y la mayoría retenida en forma no fácilmente extraíble, que se considera retenida.

Este elemento es absorbido en forma catiónica (Zn^{2+}) y tal vez en forma de radicales aniónicos sencillos, es absorbido por las raíces de las plantas y puede ser absorbido bajo forma de un complejo molecular de agentes queláticos tales como EDTA, el Zn es capaz de penetrar en el sistema de la planta directamente a través de las hojas. Al igual que otros elementos menores, la función del Zn es principalmente activador de enzimas relacionadas con la síntesis de los carbohidratos, participa también en la síntesis de la clorofila, del triptofano y precursor del ácido indolacético.

Participa además en la composición de diversas enzimas de oxidación (deshidrogenasas y proteinasas). Cierta número de estas deshidrogenasas muestran sensibilidad a la deficiencia de Zn, de tal forma que el metabolismo puede ser afectado en forma fuerte y específica. Este elemento también actúa como agente inhibidor de la destrucción de las auxinas.

La distribución del Zn dentro de la planta está influenciada por el nivel de nitratos, fosfatos y Fe. En abundancia de nitratos, el Zn se concentra en los tejidos de conducción antes de llegar a las hojas, en suficiencia de Fe se contrarresta el efecto de los fosfatos y el Zn se distribuye uniformemente dentro

de la planta.

De los factores que regulan la aprovechabilidad del Zn están:

a) pH, la mayor de las deficiencias de Zn ocurren en el orden de 6 a 8, en el suelo se encuentra este elemento como $Zn(OH)_2$ y su ionización varía con el pH:



no hay indicación de que el Zn sea asimilado como ZnO_2^{2-} , por lo que su aprovechamiento se reduce a pHs altos;

b) materia orgánica, al igual que ocurre con el Mn, deficiencias de Zn han sido observadas en suelos ricos en M.O., resultando especialmente del tratamiento con abonos animales, ya que los microorganismos de la M.O. pueden causar deficiencias de este elemento por utilizar fuertes dosis de Zn, que lo fijan en forma orgánica en su protoplasma, ya que este elemento neutraliza las toxinas liberadas por microorganismos a temperaturas altas.

En estos casos, la esterilización de suelos deficientes de Zn ha corregido la deficiencia.

c) nivel de fósforo del suelo, el contenido de Zn en el suelo es inverso al contenido de P aprovechable, debido a la formación de fosfatos insolubles de Zn en suelos sobrefertilizados con superfosfatos; y d) adsorción por barros minerales.

Los síntomas de su deficiencia empiezan en las hojas jóvenes, iniciándose con una clorosis internervial seguida por una gran reducción del crecimiento de los brotes, en muchas plantas esto produce un síntoma conocido como " roseta ".

Las toxicidades de Zn son raras en forma natural; algunas

veces han sido provocadas por fuertes aplicaciones de $ZnSO_4$.

Plomo.

Es un metal no esencial para los seres vivos, sin embargo, se encuentra en todos los tejidos y órganos de los mamíferos. En la naturaleza se presenta en dos estados de oxidación, Pb^{2+} y Pb^{4+} ; siendo el Pb^{2+} el más abundante, tanto en suelo como en agua, sin embargo, existen varias especies iónicas de este elemento, entre las que se encuentran el Pb^{2+} , Pb^{4+} , PbO , PbO_2 , Pb_3O_4 , $HPbO_2^-$, PbO_3^{2-} , PbO_4^{4-} , $Pb(OH)_2$, $PbCl_2$, PbS , $PbSO_4$, $PbO.PbSO_4$, $PbCO_3$, $PbO.PbCO_3$, $2 PbO.PbCO_3$, $Pb_3(CO_3)_2$, $PbCrO_4$, $PbSiO_3$, y el Pb_2SiO_4 (Fergusson, 1989).

En el agua de mar se encuentra como $PbCl_2$, $PbCO_3$ y $Pb(OH)_2$ en un 43, 42 y 9 % respectivamente (Whitfield et al., 1981). En los sedimentos marinos en condiciones anaeróbicas el Pb forma algunos compuestos sulfurosos.

En rocas areniscas y sedimentos el plomo fluctúa de 40 - 70 ppm, mientras, en la corteza terrestre la concentración de este elemento es de 16 ppm, y en los suelos las cantidades de Pb son variables, dependiendo de si se trata de suelos contaminados o no y dependiendo del grado de contaminación.

Entre las fuentes responsables de la presencia del Pb en el medio ambiente están las fuentes urbanas e industriales, de las que se pueden mencionar: combustión de gasolina, fundiciones de metales, plantas fabricantes de baterías, pigmentos, fábricas de pinturas, pesticidas, incineradores que no cuentan con mecanismos de recuperación, así como los quemadores de carbón y aceite. De acuerdo con Goldberg (1971), la descarga anual de Pb supera las 50 ton métricas, donde más del 80 % proviene de la combustión de las gasolinas que contienen tetraetilo de plomo (TEP), que se

emplea como antidetonante. Sin embargo, los niveles de Pb en la atmósfera han venido bajando con la introducción de gasolinas con bajos niveles de Pb, ya que, de acuerdo con Bravo (1991), la gasolina "nova plus" tiene un promedio de 0.64 ml de TEP por galón. Y en este sentido la reducción del contenido de TEP en las gasolinas nacionales ha sido progresiva, por ejemplo, la gasolina "nova" producida de 1973-1980 contenía 3.5 ml/galón de TEP; en 1981 se redujo a 3.0; en 1982 a 2.19; en 1983 a 2.0; de 1984-1985 a 1.0 y en 1986 se logró reducir a 0.64 ml/galón de TEP; en la actualidad, de acuerdo con PEMEX, se produce una gasolina sin plomo ("magna-sin").

Respecto a los suelos, el Pb se incorpora en forma aérea, por lluvia, irrigación, drenaje de minas, desechos de hojas y en forma de polvo, un porcentaje se incorpora a los suelos mediante los pesticidas.

El Pb contaminante es adicionado al Pb producido naturalmente por desgaste del suelo nativo que contiene Pb en diversos minerales. Este elemento se encuentra en la corteza terrestre alrededor de 16 ppm.

La concentración de Pb en el suelo disminuye con la distancia de la fuente así como la densidad del tránsito, la dirección del viento, periodo de tiempo de uso del camino, y en la profundidad del perfil del suelo.

El Pb contaminante que alcanza el suelo desde diversas fuentes entra a un nuevo ciclo de procesos que siguen a la incorporación dentro de la capa superficial. Esto puede alterar su disponibilidad para las plantas. Por ejemplo, el Pb de precipitación reciente derivado de la combustión de la gasolina y

asociado fundamentalmente con haluros es relativamente soluble, con el tiempo es convertido a una forma menos soluble (Singer y Hauson, 1969), probablemente debido a la pérdida de haluros y a la asociación con SO_4^{2-} , CO_3^{2-} y PO_4^{3-} en forma aniónica y con la materia orgánica del suelo (Schnitzer, 1968).

Los quelatos de materia orgánica de plomo son de baja solubilidad, también, debido a la naturaleza fundamentalmente divalente y a la fuerte adsorción del Pb, las capas superficiales de la mayoría de los suelos son considerablemente más altas en Pb que los horizontes más profundos. La tendencia de las plantas a remover metales de las capas más profundas y depositarlos sobre los desperdicios en la superficie del suelo podría acentuar esta polarización, a menos que se evite por las prácticas de arado.

La entrada de Pb a las plantas se realiza por dos vías: raíces y hojas, una vez dentro, el Pb parece ser retenido por la membrana celular, mitocondrias y cloroplastos.

La alcalinización reduce la captación de Pb por las plantas, esto puede ser debido a que el incremento en el pH del suelo puede resultar en precipitación del Pb como hidróxido, carbonato o fosfato. Los iones de Ca^{2+} competirán con las cantidades traza de Pb presente por sitios de intercambio en el suelo y superficie de las raíces. El incremento en el pH y la actividad del Ca^{2+} pueden disminuir la capacidad fisiológica de las raíces de las plantas para absorber Pb. La adición de fertilizantes de P al suelo también puede reducir la disponibilidad de Pb dependiendo del tipo de suelo y de planta (Lagerwerff, 1983).

Cromo.

El cromo se considera un elemento esencial para el organismo en bajas concentraciones, en la naturaleza se presenta en tres formas iónicas: Cr^{2+} , Cr^{3+} y Cr^{6+} . De acuerdo con Ortega (1981) en suelos normales es raro encontrar altas concentraciones de Cr, sin embargo, en la litosfera se encuentra del orden de 5 a 1000 ppm, sobre todo en suelos regados con aguas residuales, donde se arrojan residuos industriales, desechos municipales, basura y pesticidas; el Cr puede encontrarse en diferentes estados de oxidación, y bajo condiciones fuertemente oxidantes pasa a forma hexavalente, la cual es la especie más tóxica para los seres vivos. Ya que según Gutiérrez (1990), el Cr hexavalente es un fuerte oxidante que se obtiene de la oxidación de la cromita ($\text{FeO}(\text{Al,Cr})_2\text{O}_3$) que contiene Cr^{3+} . En México los compuestos de Cr hexavalente se utilizan principalmente para curtir pieles y en las fábricas productoras de cromatos y dicromatos, las que vierten sus aguas residuales a los alcantarillados contaminando los suelos y mantos freáticos con Cr^{6+} que es soluble a cualquier pH. Mientras la toxicidad del Cr^{6+} es muy elevado por su solubilidad y fácil penetración en las células, el Cr^{3+} es insoluble y de difícil ingreso a las células, sin embargo, esta especie se puede transformar a Cr^{6+} y afectar la cadena natural agua-suelo-organismo (Villalobos, 1979 y Rosas *et al.*, 1989).

La asimilabilidad del Cr aún en su forma más soluble no es rápida, siendo eliminado casi en su totalidad rápidamente, quedando una pequeña porción, la cual es acumulada dependiendo de la edad. Se han encontrado deficiencias de Cr en el hombre que afectan los niveles de glucosa, una reducción en el crecimiento y

longevidad, niveles elevados de colesterol y una baja en la sensibilidad a la insulina. Sin embargo, se ha demostrado que el Cr^{3+} afecta el metabolismo de la glucosa al interactuar con el Mn en dicho metabolismo, donde los efectos crónicos están asociados con el sistema respiratorio y la piel, donde en la mayoría de los casos es eliminado mediante la orina y excremento (Drinking-Water and Health, 1977).

Cobalto

El cobalto es un elemento esencial para los seres vivos, ya que estructuralmente se encuentra formando parte de la vitamina B₁₂ en forma trivalente, del cual toma su nombre (cobalamina) que se extrae principalmente del hígado de bovinos, y la carencia de esta vitamina origina la anemia perniciosa, enfermedad que produce un cansancio general en el organismo.

El Co se encuentra como Co²⁺ y Co³⁺, siendo la forma iónica Co²⁺ la más estable, ya que el estado iónico 3+ del Co es un agente oxidante muy poderoso, y menos común en la naturaleza que reacciona con el agua para formar Co²⁺ mediante la siguiente reacción:



De acuerdo con Mahler and Cordes (1971) la presencia del ión Co³⁺ en la vitamina B₁₂ es de los pocos casos del ión trivalente en la naturaleza. Según Bohn y Connor (1985) el cobalto en el suelo fluctúa de 1-50 mg/Kg, en rocas ígneas se han reportado hasta 23 ppm y en el agua las concentraciones son del orden de 0.0004 ppm; Méndez (1982) reporta concentraciones de Co muy superiores en suelos regados con aguas residuales en el Valle del Mezquital, Hgo. Sin embargo, según Graña et al., (1991), los valores de Co total en los suelos varían entre 3 y 87 ppm, mientras los de Co de cambio se sitúan entre 0.10 y 0.82 ppm.

Respecto al Co total en los suelos, las mayores concentraciones de este elemento se encuentran asociadas a los óxidos de Fe y Mn seguidas por las formas retenidas en las estructuras de los silicatos; mientras los coloides del suelo contribuyen principalmente con el Co intercambiable.

Según Alexander (1980), este elemento lo requieren los nódulos bacterianos de las raíces de las leguminosas para la fijación de nitrógeno atmosférico. Los requerimientos de este sistema por Co son muy bajos. Los casos de campo de deficiencias de Co que afectan el crecimiento de leguminosas han sido reportados en Australia pero no en Estados Unidos.

La esencialidad de Co para rumiantes fue descubierta durante investigaciones de campo sobre problemas de producción de alimentos en Australia. Luego de este descubrimiento, los animales afectados fueron suplementados con Co en experimentos realizados en E.U.

La deficiencia puede ser corregida por adición de cobalto a los bloques de sal y a los suplementos minerales. La aplicación de fertilizantes con Co a pasturas y campos de paja incrementó el contenido de Co en las plantas a niveles adecuados para los animales, siendo una práctica no común.

Existe poca información respecto a los efectos de las aplicaciones foliares de Co, ya que Kretschmer *et al.*, (1954) reportaron que los incrementos de este elemento en el rendimiento de las cosechas eran poco evidentes en las plantas forrajeras. Sin embargo, en Australia el uso de bolas de rumen conteniendo Co ha sido una práctica común con buenos resultados. De acuerdo con Mortvedt (1983) los pastos forrajeros en E.U. contienen generalmente, menos de 0.10 ppm, pero de acuerdo con Walsh (1971) a nivel mundial se han reportado concentraciones de Co en plantas que fluctúan de 0.01 a 1.0 ppm.

Níquel.

El níquel es un elemento cuyo estado iónico es divalente, su concentración en la litósfera y en el suelo es de 100 mg/Kg y de 10 a 1000 mg/Kg respectivamente, mientras en las rocas en forma total el promedio reportado es del orden de 94 ppm. Aunque la esencialidad del níquel en los seres vivos ha sido discutida la captación de este elemento es fácil, encontrándose pequeñas cantidades del metal en distintas especies. Además, ciertos experimentos han revelado la presencia de Ni cargado negativamente en exudados de xilema de tomate, pepino, maíz, zanahoria y cacahuete.

Desde el punto de vista electroquímico, el Ni tiene un importante uso práctico, ya que en la actualidad se utiliza ampliamente en la industria del galvanizado, en aleaciones de Fe, Cu y Cd principalmente, donde se utilizan más de 150,000 ton anuales en los E.U. Choppin (1972).

Cadmio.

El cadmio al igual que el Zn es químicamente un elemento muy activo, y en la naturaleza existe como Cd^{2+} , se obtiene como subproducto del Zn a partir de la esfolderita, o blenda de zinc (ZnS), por lo que al fundirse este mineral para separar el Zn se obtiene en una fase intermedia el Cd por destilación Choppin (1972).

Los usos del cadmio son variados como: absorbente de neutrones en los reactores nucleares, en la industria de la galvanoplastia, en la fabricación de acumuladores Ni-Cd, en aleaciones para cojinetes, en la fabricación de pigmentos,

tintes, pinturas y en la fabricación de llantas como conductor de calor para evitar el sobrecalentamiento y aumentar su duración.

Además de la relaciones geoquímicas Zn-Cd, la presencia ambiental del Cd está estrechamente relacionada con el Zn, por lo que los compuestos de Zn en el sistema natural agua-suelo-organismo liberan frecuentemente Cd a la atmósfera, acumulándose en la capa superficial del suelo, por lo que la presencia ambiental del Cd está normalmente unida a la del Zn debido a su relación geoquímica y la separación técnica incompleta.

El Cd está presente en forma de mineral en la corteza terrestre en una concentración promedio de 0.18 ppm, mientras que en las rocas ígneas se presentan las mayores concentraciones (0.13 mg/Kg) comparados con los esquistos cuya concentración es de 0.03 mg/Kg, mientras en las calizas y areniscas este elemento está ausente.

El aumento en la concentración de Cd en los suelos ha sido correlacionado con frecuencia por varios autores con la cercanía de las carreteras, así como el tránsito y el flujo dinámico del mismo, donde los niveles de Cd se deben al desgaste natural de las llantas de los automóviles y al consumo de aceite (Cajuste, 1992). Además un estudio de espectrometría de emisión proporcionó valores en el rango de 20 a 90 ppm en el hule de las llantas. La presencia de Cd en las llantas se debe al uso de los compuestos de Zn (Zn-Cd) en el proceso de vulcanización (Lagerwerff y Specht, 1971).

Al igual que otros metales pesados, el Cd alcanza las plantas y los suelos durante la precipitación, así como la deposición directa. Debido a que el Cd es un constituyente normal

de los depósitos marinos, este alcanza las zonas de enraizamiento de las plantas como impureza en los fertilizantes fosforados, sobre todo los que se fabrican a partir de la roca fosfórica (fosforita).

La disponibilidad del Cd a partir de los fosfatos en el suelo es desconocida, más aún siendo el Cd un constituyente de los fungicidas que se utilizan en los pastos y árboles frutales, aunque también se origina de los estiércoles debido a que es aplicado como un supresor de los parásitos del tipo de los helmintos (Ross y Stewart, 1969). El Cd es fácilmente absorbido por las raíces de las plantas con importancia alimenticia como: trigo, maíz, mijo, avena, chícharo, remolacha y lechuga entre otros (Schroeder y Balassa, 1963). La movilidad del Cd es rápida, ya que se desplaza con facilidad desde las raíces hasta las hojas. Se ha demostrado también que un incremento del pH en el suelo suprime hasta cierto punto la asimilabilidad del Cd (Langerwerff, 1971).

En algunas fábricas de varias ciudades que manejan Cd se han instalado precipitadores electrostáticos, y barredores que reducen las emisiones de este metal a la atmósfera.

Por otro lado, controlar la química del Cd en los suelos ofrece otra posibilidad para disminuir la entrada de este metal en el ciclo de los alimentos, además de la alcalinización de los suelos para precipitar el Cd como carbonatos, fosfatos y sulfatos; aunque este método depende de la concentración de estos aniones en el suelo.

I. CARACTERISTICAS DE LA ZONA DE ESTUDIO

A. LOCALIZACION GEOGRAFICA.

El Estado de Hidalgo se encuentra en la parte central del país, al oeste de la Sierra Madre Oriental, al noroeste de la Altiplanicie Meridional y al sur de la Planicie Costera Nororiental.

Limita al norte con los Estados de Querétaro, San Luis Potosí y Veracruz, al sur con el Estado de México, al este con Veracruz y Puebla, al oeste con el Estado de Querétaro y al sureste con el Estado de Tlaxcala (Fig. 1.)

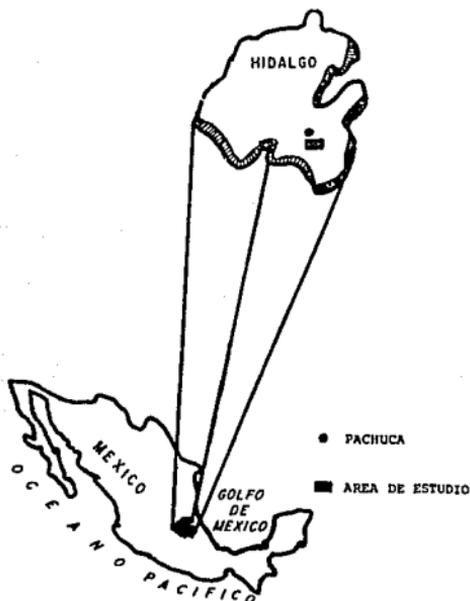


Fig. 1. Localización del área de estudio

El Estado de Hidalgo se localiza entre los paralelos $19^{\circ}36'30''$ y $21^{\circ}23'30''$ de latitud norte y entre los meridianos

97°58'45" y 99°53'30" de longitud oeste (Fig. 2.)

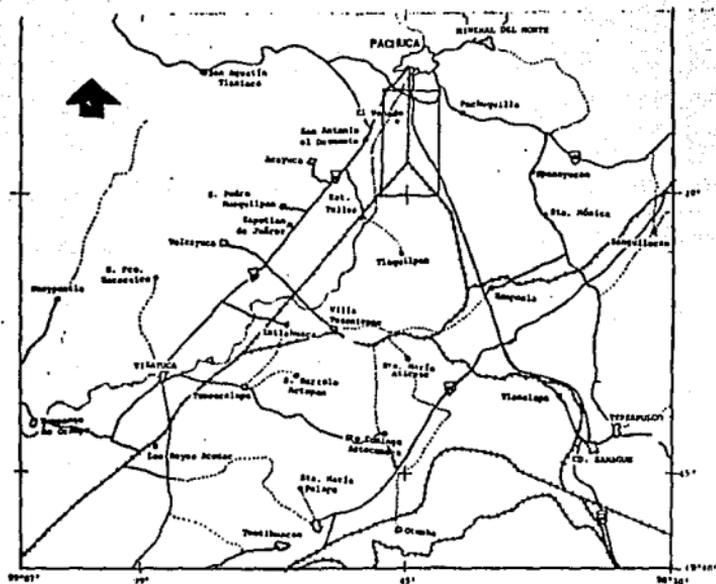


Fig. 1. Mapa donde se ubica la zona de estudio con sus coordenadas.

El estado tiene una superficie de 20,987.20 Km² y representa el 1.03 % del territorio nacional; cuenta con 84 municipios, entre los cuales se encuentra Pachuca, donde se ubica la zona de trabajo. Este municipio se encuentra entre los 20°07'21" de latitud norte y 98°44'09" de longitud oeste; colinda con los municipios de Mineral del Chico al norte, al sur con Zapotlán y Zempoala, al oriente con Mineral del Monte y Mineral de la Reforma y al poniente con San Agustín Tlaxiaca (Fig. 3).

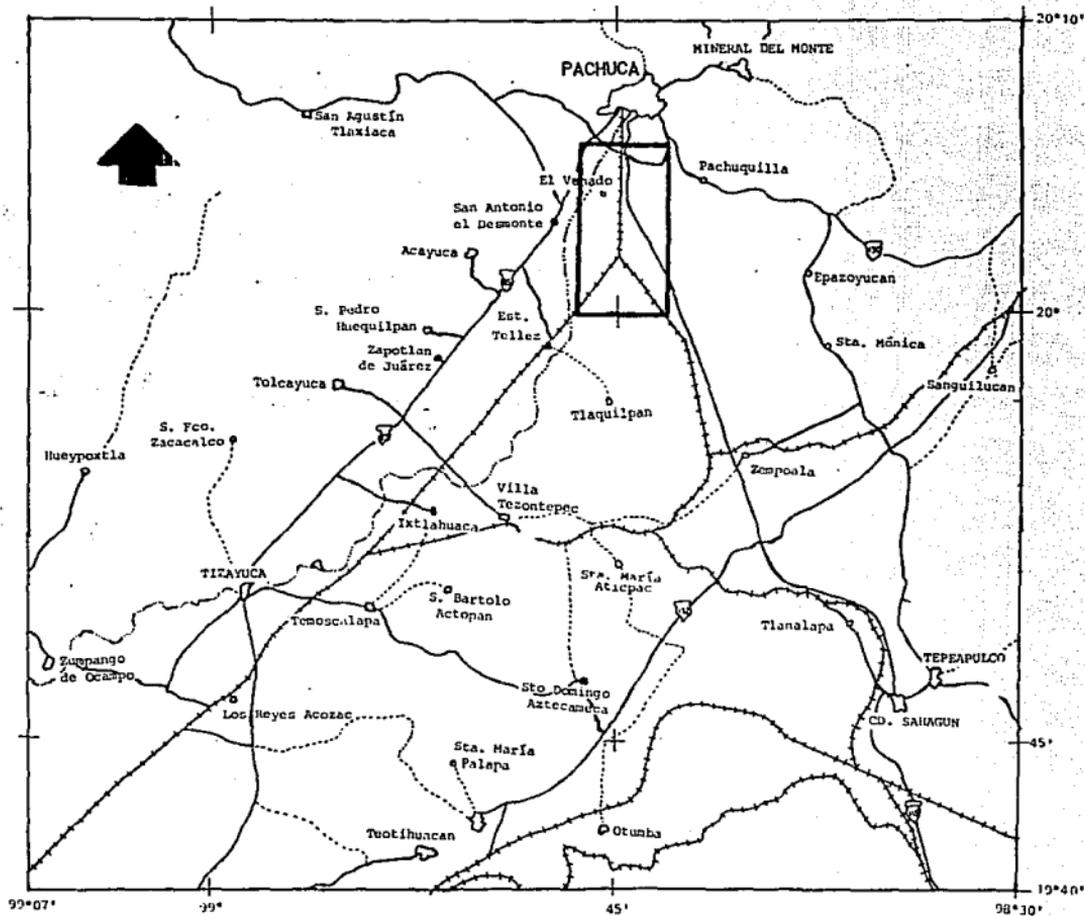


Fig. 3. Mapa donde se ubican algunos municipios del Edo. de Hidalgo.

El municipio de Pachuca tiene una superficie de 195.30 Km² que representa el 0.93 % dentro de la superficie de la entidad, con una altitud de 2,386 msnm. En este municipio se ubica la zona de trabajo entre los paralelos 20°00'00" y 20°05'08" de latitud norte y entre los meridianos 98°44'00" y 98°48'00" de longitud oeste que cuenta con unos 74,200 Km² aproximadamente (Fig. 4).

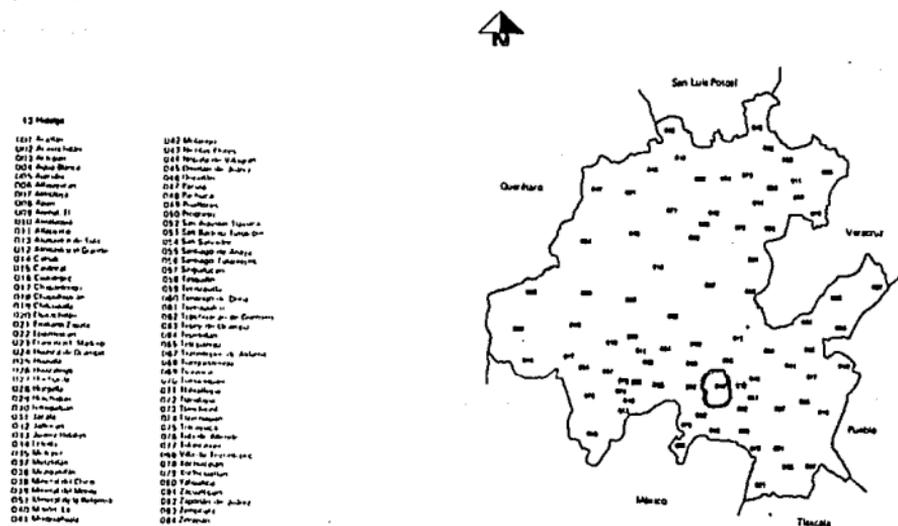


Fig. 4. Mapa del Estado de Hidalgo, donde se presentan los municipios.

B. FISIOGRAFIA

En el Estado de Hidalgo se encuentran 3 provincias fisiográficas: Altiplanicie Meridional, Sierra Madre Oriental y la Planicie Costera del Golfo.

La Altiplanicie Meridional se extiende a todo lo ancho del estado, cubriendo la parte sur con alturas que van desde 1,500 hasta 2,300 msnm., a esta provincia corresponde la zona de estudio, donde se encuentran numerosos valles entre cerros y serranías; esta provincia está dividida en dos partes, por la Sierra de Tezontalpan ubicada en la parte central del sur del estado, quedando así al oeste la región del Valle del Mezquital, que presenta un relieve ondulado y al este los llanos de Apan, donde predominan las partes planas, a excepción de la parte norte, donde se localizan las serranías y otros cerros que forman parte de la Sierra Madre Oriental, la cual cubre la mayor parte del estado con un relieve muy accidentado (INEGI, 1981).

La zona de estudio se encuentra al sur de Pachuca, entre el Estado de México y la Ciudad de Pachuca, abarcando la mayor parte del municipio del mismo nombre, fisiográficamente comprende una amplia zona formada por valles con una ligera pendiente hacia el poblado de Téllez donde existen algunos cerros aislados de escasas elevaciones, mientras, a los alrededores de la zona de trabajo existen gran cantidad de cerros y montañas con alturas hasta de 2,300 msnm., sobre todo al norte de la Ciudad de Pachuca.

La región más plana del estado a la cual pertenece la zona de estudio presenta pendientes de 0 a 15 %, estas extensiones son

Sierra constituye una barrera geográfica a los vientos húmedos del Golfo de México. Así, se puede identificar que al norte, noreste, sureste y una franja al sur, tienen una precipitación mayor en comparación con el resto del estado. En cuanto a las temperaturas, el estado presenta 6 diferentes tipos de climas: frío, semifrío, cálido, subcálido, templado y extremoso. Mientras que el Atlas Nacional del Medio Físico I.N.E.G.I. (1981) menciona que para el Municipio de Pachuca se reportan dos tipos de clima: BS₁Kw y BS₁Kwigw" que de acuerdo con García (1988) el primero corresponde a un subtipo semiseco templado con lluvias en verano y escasas el resto del año, donde el porcentaje de precipitación invernal fluctúa entre 5 y 10.2 mm. El segundo corresponde a un subtipo semiseco templado con un verano cálido, temperaturas medias anuales entre 12° y 18°C y una temperatura del mes más frío entre -3° y 18°C y la temperatura media del mes más cálido sobre 18°C. La oscilación anual de las temperaturas medias mensuales es menor de 5°C, una precipitación invernal entre 5 y 10.2 mm. y un índice de humedad mayor a 22.9 (Fig. 6).

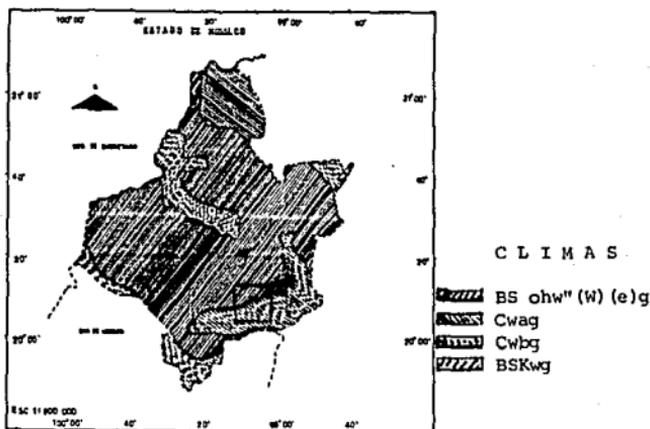


Fig. 6. Tipos de climas más importantes en el Estado de Hidalgo, dando origen a la zona de estudio.

D. HIDROLOGIA

En el estado se encuentran cuatro cuencas hidrológicas:

- 1) Cuenca del Pánuco; es la más importante ya que abarca aproximadamente el 80 % del estado.
- 2) Cuenca de Tuxpan; abarca aproximadamente el 12 % del estado.
- 3) Cuenca del Lerma; abarca aproximadamente el 6.5 % del estado.
- 4) Cuenca del Balsas; abarca aproximadamente el 1.5 % del estado

El Río Moctezuma, por la gran extensión que irriga, es el más importante, sirve de límite entre el Estado de Hidalgo y los estados de San Luis Potosí y Querétaro.

Los ríos de menor caudal que confluyen en el Río Moctezuma se encuentran al este y noreste del estado y son el Río Teneco y Chahuatlán, que se unen para formar el Río Encinal o Calabozo.

Los cuerpos de agua más importantes existentes en el estado son: al centro, el lago de Metztitlán que junto con los ríos Grande y Tulancingo forman parte del distrito de riego de Metztitlán, al centro-este, la Presa Angeles; al este, la Presa Omiltemetl; al suroeste, la Presa Requena y la Presa Endhó; que junto con el Río Tula forman parte del Distrito de Riego 03 y al este, la Presa Centenario.

Al norte del Estado de Hidalgo, los diferentes ríos, así como caídas de agua se utilizan para consumo doméstico y constituyen además parte del paisaje natural; sin embargo, es importante hacer notar que sólo una mínima parte de estos cuerpos son aprovechados debido a las condiciones orográficas existentes.

El sur del estado está irrigado por ríos que en su mayoría forman parte de distritos de riego, de los cuales es importante recalcar que el Río Tula, presenta un alto grado de contaminación.

por desechos provenientes de la Ciudad de México, así como la Presa Requena, en la que desemboca este río y la Presa Endhó que almacenan este tipo de agua.

La zona de trabajo comprende los alrededores del Río de las Avenidas que abarca un área de 720 Km², con una precipitación media de 400 a 600mm., un escurrimiento medio anual de 0.5 mm³, que representa el 90 % de la cuenca en el estado (Fig. 7).

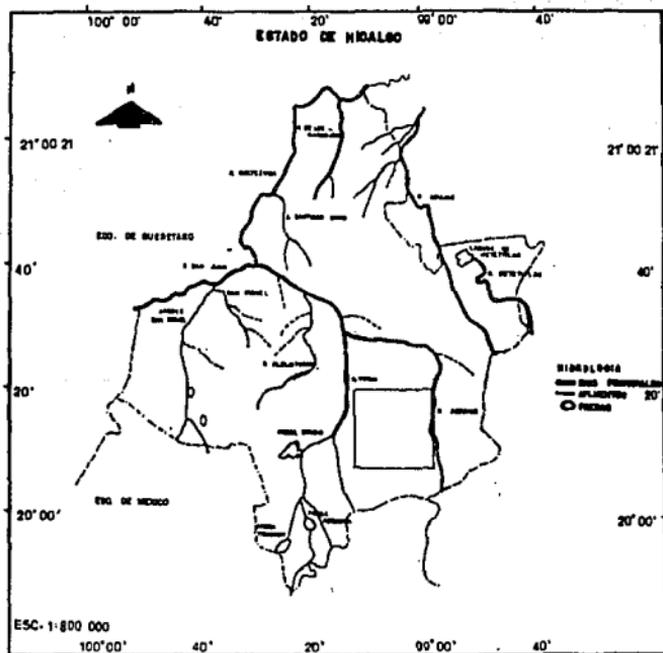


Fig. 7. Principales ríos del Estado de Hidalgo, donde aparece la zona de estudio.

E. GEOLOGIA

Gran parte del Estado de Hidalgo, incluyendo la zona de estudio, forma parte de la Mesa Central, considerada como una extensión de las Llanuras del Canadá, que se extienden por gran parte de los Estados Unidos y México; las cuales se originaron durante el Cretácico y Cenozoico, donde los tipos de rocas que predominan son tanto ígneas como sedimentarias y en menor cantidad metamórficas (Blásquez, 1938).

La zona de estudio se encuentra situada en un valle, al sur de la Ciudad de Pachuca que pertenece a la parte norte de la cuenca de México.

Al norte de la zona de estudio se encuentra la Sierra de Pachuca, formada esencialmente por toba riolítica y brechas andesíticas, al sur se extiende la cuenca de México formada principalmente por aluvi3n, al oriente por areniscas junto con toba riolítica con coluvi3n de areniscas, mientras que al oeste se encuentra el Cerro Redondo de composici3n basáltico.

En el sitio de trabajo principalmente se presenta aluvi3n.

F. EDAFOLOGIA.

De acuerdo con el Anuario Estadístico del Estado de Hidalgo, INEGI (1987) y el Atlas Nac. del Medio Físico (1981), en el Estado de Hidalgo existen los siguientes tipos de suelos: Cambisol, Phaeozem, Fluvisol, Luvisol, Xerosol, Litosol, Regosol, Vertisol, Ferrasol y Andisoles; donde por su extensi3n predominan en el estado 4 agrupaciones: Luvisoles y Phaeozem localizados al este, cubriendo gran parte de la regi3n de Molango. El Cambisol y el Xerosol est3n localizados al noreste del estado y cubren

aproximadamente el 30 % de la región de Zimapán y una cuarta parte de la región de Tulancingo; los Xerosoles y Litosoles se localizan al oeste y centro del estado cubriendo la región de Ixmiquilpan y aproximadamente un 30 % de la región de Zimapán; al oeste y sur del estado se encuentran los suelos Phaeozem y Xerosol, que cubren parte de Ixmiquilpan y un 20 % de la región de Pachuca hacia la zona de estudio. Siguen en importancia las agrupaciones Phaeozem y Luvisoles ubicados al noreste del estado, esta agrupación cubre casi la totalidad de la región de la Huasteca y parte de la región de Molango, además de una tercera parte de la región de Tulancingo.

En la zona de estudio destaca una unidad de suelo, que corresponde a la parte norte de la zona representada por Phaeozem háplico de textura media, representada por suelos con condiciones climáticas diversas que corresponden a climas secos, templados y tropicales con vegetación característica de zonas áridas hasta vegetaciones tropicales típicas de zonas lluviosas. Los suelos que corresponden a este sitio se caracterizan por presentar una capa superficial de color oscuro rica en materia orgánica y en micronutrientes, semejante a las capas superficiales que se presentan en los Chernozems y Castañozems, pero sin presentar las características capas ricas en cal que presentan estos suelos (Fig. 9).

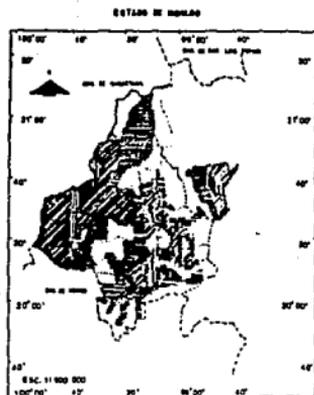


Fig. 7. Distribución Clases de suelos en el Estado de Hidalgo, de acuerdo con Pacheco Villalón.

-CLASES DE SUELOS

- SUELOS DE SA
- SUELOS DE SA
- SUELOS DE LADERA
- SUELOS DE MONTAÑA
- SUELOS ALCALINOS
- TOXICIDAD CRÍTICA

G. VEGETACION

La vegetación del Estado de Hidalgo es muy variada, sin embargo, la mayor parte de la superficie arbustiva del estado está cubierta por matorrales, ya que Rzedowski (1978) reporta un matorral de Hechtia podanta ("guapilla") con Agave lecheguilla ("lechuguilla") cerca de Pachuca. Mientras que para la zona del Valle del Mezquital describe un matorral de Agave stricta que prospera sobre calizas.

Se ha reportado también un bosque de Quercus affinis ("encino-manzanillo") cerca de Zacualtipán, Hgo., se encuentra también un bosque de Quercus oleoides (encino) en el cual se encuentra un estrato herbáceo.

En las regiones cercanas a Jacala predomina un matorral de características análogas Neopringlea integrifolia, Montanoa xanthifolia. Otras plantas leñosas importantes son de los géneros Pistacia, Harpalyce, Rhus, Dodonacea, Sebastiano, Verbesina, Xylosma, Karwinskia, Croton, Salvia, Hesperozygis, Zexmenia entre otras cercanos al Río Moctezuma, mientras, para la región

de estudio tenemos matorral Sophora y áreas cultivadas (Fig. 10).

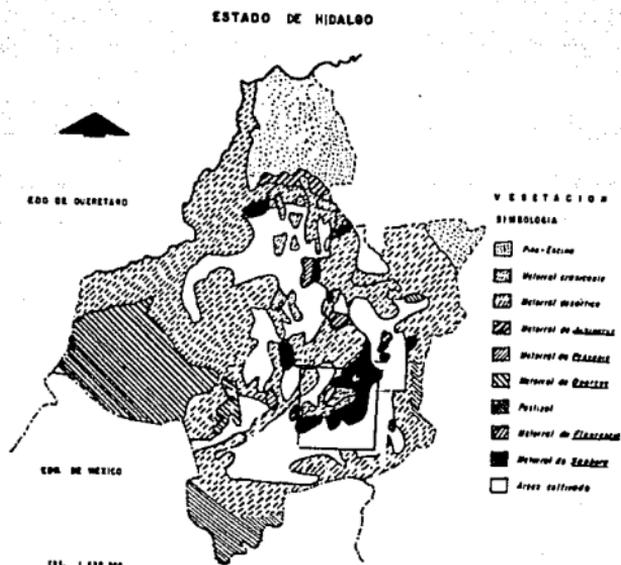


Fig. 10. Principales tipos de vegetación en el Estado de Hidalgo, donde aparece la zona de estudio.

H. AGRICULTURA

En el Estado de Hidalgo la agricultura es muy variada, ya que este cuenta con una gran variedad de regiones geográficas, entre las cuales se encuentran zonas cuyas condiciones son desfavorables para esta actividad, como es el caso de una gran parte del Valle del Mezquital, a excepción de los distritos de riego donde se utilizan las aguas residuales de la ZMCM, las cuales se almacenan temporalmente en la Presa Endhó.

Las principales zonas beneficiadas con estas aguas se ubican en los municipios de Tula, Atitalaquia, Tlaxcoapan, Tlahuelilpan, Tezontepec, Mixquiahuala, Progreso, Actopan e Ixmiquilpan. Existen otras presas importantes para las actividades agrícolas, las cuales no almacenan aguas residuales: Requena, Vicente Aguirre, Huichapan y Tesoyo; ambas se localizan en el Valle del Mezquital, que riegan superficies considerables, donde se cultiva principalmente maíz, alfalfa, cebada, frijol, trigo, avena, hortalizas y frutales.

En el municipio de Pachuca, donde está la zona de estudio también se utilizan las aguas residuales en la agricultura, obteniéndose rendimientos considerables, estos no se comparan con los obtenidos en el Valle del Mezquital, porque los volúmenes de las aguas residuales de la Ciudad de Pachuca son inferiores, utilizándose únicamente en riegos de auxilio en unas 1,000 Has., del cual se obtiene una sola cosecha al año, principalmente de maíz, alfalfa, cebada, trigo, frijol, avena y algunas hortalizas. Aunque el municipio de Pachuca cuenta con unas 53,204 Has. utilizadas principalmente en la producción de cultivos de temporal, con rendimientos muy bajos. Sin embargo, en los municipios aledaños a Pachuca la agricultura es la base fundamental. Existiendo otros municipios en el estado donde se practica la agricultura de riego con altos rendimientos ubicados principalmente en Tulancingo y la Huasteca.

II. METODOLOGIA

La metodología utilizada para este trabajo consistió de tres fases:

- a) Recopilación de información básica
- b) Trabajo de campo
- c) Trabajo de laboratorio

Para la primera fase, se consultó la información generada por INEGI sobre el Estado de Hidalgo, de la cual se hizo uso de las cartas topográfica, edafológica, climática y de vegetación escala 1:50,000.

Con la ayuda de la carta topográfica, hojas Pachuca F-14-D-81 y Tizayuca E-14-B-11 se ubicaron dos transectos de la Ciudad de Pachuca al poblado de Téllez, dichos transectos fueron ubicados en forma paralela al Río de las Avenidas, abarcando la mayor parte de la superficie regada con aguas residuales; donde se establecieron 20 puntos de muestreo; además, se tomaron 10 muestras de apoyo en una zona agrícola importante, ubicada entre Loma bonita, San Antonio y El Venado que corresponden también al Municipio de Pachuca, que emplea agua residual que proviene de canales secundarios, alimentados tanto del Colector Central como de las colonias de la región sur de Pachuca, obteniéndose un total de 30 muestras (Fig. 11).

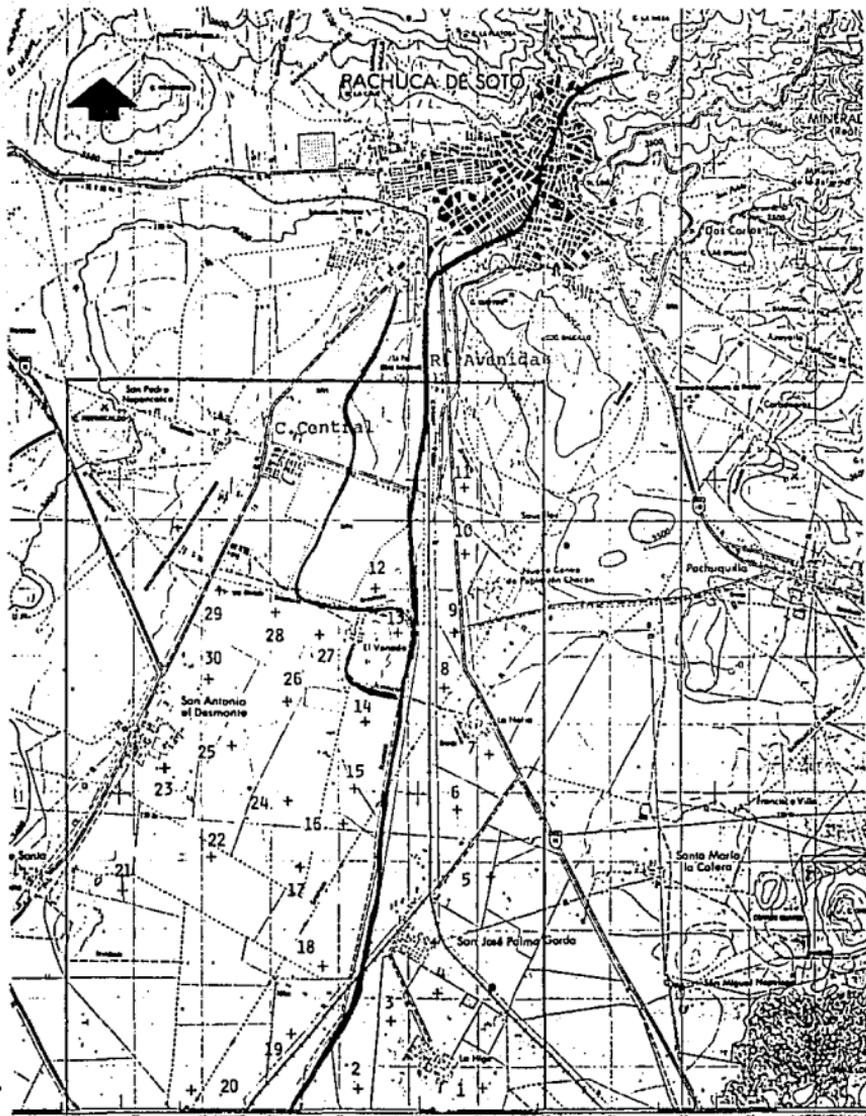


Fig. 11. Ubicación de la zona de estudio y los sitios de muestreo.

1. Trabajo de campo:

Una vez establecidos los transectos y la zona de apoyo en la carta topográfica y con la ayuda de ésta, se realizaron los recorridos de reconocimiento necesarios para cumplir con los objetivos planteados en esta investigación; de los 30 puntos de muestreo se recolectaron 2 muestras de suelo por sitio a dos profundidades, 0-30 y 30-60 cm. ya que los metales pesados se acumulan en los primeros cm de profundidad (0-30) y la segunda capa (30-60 cm) se muestreó con fines de fertilidad, tomando en cuenta que los suelos son arenosos podrían contribuir con la lixiviación de los metales y también de los nutrimentos. Se obtuvo un total de 60 muestras de aproximadamente 2 Kg. cada una, las cuales fueron guardadas en bolsas de plástico y trasladadas al invernadero del Instituto de Geología de la UNAM, donde se secaron a temperatura ambiente en bancales de cemento.

Posteriormente, las muestras fueron molidas y tamizadas con un tamiz de 2 mm. de diámetro y guardadas nuevamente en las bolsas de plástico para sus respectivos análisis.

2. Trabajo de Laboratorio

A las muestras obtenidas se les realizaron los siguientes análisis:

a) Análisis físicos

Color, se determinó tanto en húmedo como en seco mediante las tablas Munsell (Munsell, 1975); densidad aparente, esta fue analizada utilizando el método de la probeta (Baver and Gardner, 1980); densidad real, se obtuvo mediante la técnica del

picnómetro, Gavande (1976); permeabilidad, esta se determinó por medio del desplazamiento del agua a través de una columna de suelo, Reeve (1953); textura, se analizó por el método de Bouyoucos (Black, 1965); conductividad eléctrica, esta se determinó en el extracto obtenido de la pasta de saturación en un puente Weathstone como menciona Richards (1988).

b) Análisis químicos

Actividad de los iones hidrógeno, esta se analizó en una suspensión suelo - agua en una relación 1:2.5, mediante un potenciómetro; cationes intercambiables Ca^{2+} y Mg^{2+} , estos se analizaron en el extracto de acetato de amonio 1N pH 7 y su cuantificación con versenato (E.D.T.A.) 0.01 N como recomienda Jackson (1966), mientras que el Na^+ y el K^+ se determinaron por flamometría en el mismo extracto (Richards, 1988); capacidad de cambio (C.I.C.T.), por centrifugación, mediante una saturación con CH_3COONa 1N pH 7, eliminando el exceso de sodio con alcohol etílico y desplazando el Na^+ con $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ 1N pH 7 y su cuantificación por flamometría como recomienda Aguilera y Domínguez (1989); materia orgánica, se determinó por el método de Walkley and Black (Black, 1965); fósforo asimilable, este elemento se analizó por el método de Olsen, López (1974) para suelos de reacción alcalina; nitrógeno total, por el método Kjeldhal como menciona Jackson (1966).

Cationes solubles (Ca^{2+} y Mg^{2+}), estos se analizaron en el extracto obtenido de la pasta de saturación y la determinación mediante una titulación con versenato 0.01 N como menciona Richards (1988); Na^+ y K^+ , se cuantificaron en el extracto anterior por flamometría, utilizando un flamómetro "Corning"

modelo 400 (Richards, 1988).

Aniones solubles; CO_3^{2-} y HCO_3^- se determinaron en el extracto de la pasta de saturación, mediante una titulación con H_2SO_4 0.01 N, para los carbonatos se utilizó como indicador fenolftaleína y para los bicarbonatos anaranjado de metilo como recomienda Richards (1988) y Jackson (1966); los Cl^- se cuantificaron en el extracto anterior utilizando como indicador K_2CrO_4 al 5 % y una titulación con AgNO_3 0.005 N y los SO_4^{2-} se determinaron en el mismo extracto por precipitación con BaCl_2 como recomienda Richards (1988).

Metales pesados extractables: Fe, Cu, Mn, Zn, Pb, Cr, Co, Ni y Cd extraídos con la solución ácida de Carolina del Norte 0.075 N según Walsh (1971). Los metales pesados también fueron extraídos con D.T.P.A. como recomienda Lindsay and Norvell (1978), y la cuantificación en los dos casos se efectuó por absorción atómica, utilizando un espectrofotómetro Perkin - Elmer modelo 372.

III. RESULTADOS Y DISCUSION

a) Análisis físicos

Color, el color en húmedo dominante en las muestras de 0 a 30 cm. de profundidad fue 10 YR 2/2, que corresponde a café muy oscuro y en seco, el color dominante para esta profundidad fue 10 YR 5/3 que pertenece a café; mientras en la profundidad de 30 - 60 cm. el color en húmedo dominante fue 10 YR 4/3 que pertenece a café oscuro y en seco 10 YR 5/3 café (Tabla 1). Los colores dominantes en la zona de estudio tienden a ser claros, los cuales indican un buen drenaje en la zona, sin embargo, existen colores oscuros sobre todo en los sitios de texturas más arcillosas donde, además de la aplicación de estiércoles el riego con aguas residuales es continuo, como es el caso de los sitios 2, 5, 15, 19 22, 23, 27, 28 y 29 (Fig. 11), donde las tonalidades del suelo muestran el efecto de la materia orgánica incorporada por las aguas residuales, característico de la zona de riego del Valle del Mezquital reportada por Mascareño (1974) y Méndez (1982), ya que estos autores mencionan que los colores oscuros se deben al alto grado de descomposición de la materia orgánica, y que por lo general se presentan condiciones anaeróbicas, sobre todo en aquellos sitios donde el drenaje es deficiente, y en el caso de la zona de estudio, esto podría ocurrir en los sitios antes mencionados, los cuales presentan una menor permeabilidad (Fig.11).

Densidad aparente, este parámetro varió de 1.26 a 0.96 con una media de 1.15 g/cm^3 ; mientras la densidad real fluctuó de 2.72 a 1.80 con un valor promedio 2.19 g/cm^3 (Tabla 5). Los

valores de la densidad aparente de la zona de estudio corresponden a suelos de textura arenosa, ya que estos se encuentran entre 1.0 y 1.3 g/cm³ reportados por Millar et al., (1981) para suelos superficiales de textura arenosa de origen calcáreo en los Estados Unidos. Estos autores, además de Baver and Gardner (1982) y Gavande (1976) indican que, cuando la densidad aparente está entre 1.3 y 1.8 g/cm³, se trata de suelos superficiales en los que las arenas gruesas son dominantes, sin embargo, en el lugar de estudio los suelos son arenosos, las densidades aparentes son inferiores a las reportadas por éstos autores para ser consideradas como arenas gruesas; por lo que prácticamente podrían ser consideradas como arenas medaianas (Tabla 1).

Las densidades encontradas de 0 a 30 y de 30 a 60 cm no disminuyeron con la profundidad, como era de esperarse, sino que estas son muy homogéneas, ya que estos suelos continuamente están siendo removidos por el subsoleo, donde los primeros 50 cm. de profundidad forman una capa homogénea (Tabla 1).

Respecto a la textura esta fue variable predominando las texturas franco y migajón arenoso respectivamente (Tabla 1). La textura es un parámetro importante del suelo que refleja el diámetro relativo de las partículas del suelo y que expresa concretamente la proporción relativa de los porcentajes de arena, limo y arcilla de un suelo. La importancia de la textura del suelo, radica en que de esta depende en gran medida la proporción y magnitud de varias reacciones físicas y químicas en el suelo, debido a que la textura determina el tamaño de la superficie sobre la cual ocurren las reacciones (Baver and Gardner, 1982 y

Gavande, 1976).

De acuerdo con Buckman and Brady (1977) y Millar *et al.*, (1981) las propiedades físicas del suelo, entre las cuales se encuentra la textura están estrechamente relacionadas con la compactación, humedad, drenaje, plasticidad y aereación de un suelo, así como el desarrollo de las raíces de las plantas y la retención de los nutrimentos, lo cual favorece también acelerando o disminuyendo las reacciones de óxido-reducción, ya que en los suelos arcillosos prevalecen condiciones de anaerobiosis, disminuyendo las actividades microbianas.

Como resultado de la textura, los suelos de la zona de estudio presentan por lo general un buen drenaje, dominando las arenas, ya que estas partículas presentan tamaños comparativamente grandes y por lo tanto, tienen una baja superficie de exposición en comparación con los limos y las arcillas. Por lo que debido a las pequeñas superficies de los separados de arena, la función que estas tienen en las actividades físicas y químicas de un suelo es insignificante.

b) Análisis químicos

Actividad de los iones hidrógeno, respecto al pH en las muestras analizadas este tiende a la alcalinidad, generada fundamentalmente por los factores climáticos, así como del material parental generando valores que fluctúan de 8.3 a 6.7 con una media de 7.84 (Tablas 2 y 6). Por lo que de acuerdo con Moreno (1970), los suelos se clasifican de muy ligeramente ácidos a medianamente alcalinos y según el valor promedio corresponden a pHs medianamente alcalinos.

El pH es un factor importante en los suelos agrícolas donde se utilizan aguas residuales que contienen metales pesados, los cuales en condiciones de alcalinidad tienden a precipitarse, como es el caso de los suelos de la mayor parte del transecto estudiado, donde las condiciones de alcalinidad favorecen la no disponibilidad de los metales pesados por parte de los cultivos. Lo cual coincide con lo reportado por Méndez, (1982); Méndez et al., (1990); Hernández et al., (1990) y Flores et al., (1990) en los suelos del Distrito de Desarrollo Rural 063 (D.D.R. 063) donde también se utilizan aguas residuales.

Diversos autores, como Fassbender y Bornemisza (1985), Douchafour (1987), Ortega (1981), Bohn et al., (1993) y Cajuste (1977) entre otros, coinciden en que la disponibilidad de los nutrimentos por las plantas dependen del pH del suelo.

La actividad de los iones hidrógeno generalmente se encuentra correlacionada con la materia orgánica, sales solubles, reacciones de óxido-reducción, % de Na^+ intercambiable, así como el Fe y el Al.

Alexander (1980) menciona que las actividades microbianas se correlacionan con las propiedades de intercambio iónico, las cuales afectan indirectamente el pH de los suelos.

Específicamente, los pHs alcalinos de la zona se deben al origen calcáreo de los suelos, la cual se asocia con el incremento de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , $\text{CO}_3^{=}$, BO_3^{3-} , PO_4^{3-} , Mo^{2+} y K^+ , pues en zonas áridas el clima favorece en gran medida la formación de suelos alcalinos, ya que la velocidad de evaporación excede la precipitación. Bajo estas condiciones climáticas, se presenta una fácil liberación del Mo^{2+} , B^{3+} , Mg^{2+} , Ca^{2+} , S^{2-} , K^+

y N, mientras que el Fe^{2+} , Al^{3+} , Mn^{2+} , Cu y Zn disminuye su disponibilidad en pHs calcáreos (Mortvedt, 1983; Bohn *et al.*, 1993; Ortega, 1981; Tisdale y Nelson 1970).

Conductividad eléctrica, los valores de la conductividad eléctrica variaron de 2.75 a 0.42 mmhos/cm³ con una media de 1.06 mmhos/cm³ (Tablas 2 y 6), y según Richards (1988) se consideran de suelos no salinos hasta ligeramente salinos, sin embargo, la mayoría de las muestras presentan conductividades muy inferiores a 2 mmhos., por lo que en general se clasifican como suelos sin problemas de salinidad a excepción de las muestras 3 y 22, cuyos valores encontrados fueron de 2.75 y 2.70 mmhos/cm³; estos dos sitios considerados como ligeramente salinos y, según con uno de los objetivos de este trabajo se puede considerar con las excepciones antes mencionadas, que en el lugar de trabajo no hay problemas de salinidad, ya que estos suelos presentan una buena permeabilidad, lo cual favorece la lixiviación de las sales solubles, pues la mayoría de las texturas son arenosas (Tabla 1).

Además, de acuerdo con Richards (1989) para que un suelo se considere salino debe presentar una C.E. en el extracto de saturación mayor o igual a 4 mmhos/cm³ a 25°C y el % de Na^+ intercambiable debe ser menor a 15 y presentar un pH menor a 8.5.

Los valores detectados de la conductividad eléctrica en este estudio, son inferiores a los reportados por Mascareño (1974), Gutiérrez (1981) y Méndez (1982) en el D.D.R. 063, donde uno de los problemas más fuertes es la acumulación de sales.

La materia orgánica varió de 3.46 a 0.36 ; con una media de 1.62 %, de acuerdo a estos valores y según la clasificación de Moreno (1970) se consideran estos suelos como medianamente pobres

en M.O. (Tabla 2 y 6). Estos valores son muy inferiores a los reportados por Méndez (1982) en suelos del D.D.R. 063; ya que el volumen de agua residual de Pachuca es poco, lo cual únicamente sirve para aplicar riegos de auxilio, mientras que en el D.D.R. 063, por los altos volúmenes que tiene los riegos son permanentes

De acuerdo con Alexander (1980), Kononova (1981) y Bohn et al. ., (1993), la materia orgánica es sumamente importante ya que es una fuente permanente de energía para los microorganismos del suelo, a la vez que suministra los nutrimentos necesarios para el desarrollo de las plantas, además proporciona una estructura favorable al suelo al actuar como cementante entre las partículas dando origen al complejo arcillo-húmico, favorece la retención de humedad por el suelo, entre otras funciones, también está la de actuar de "amortiguador" al moderar los cambios de acidez e inactivar los elementos o compuestos orgánicos, añadidos al suelo por contaminación.

La materia orgánica proviene fundamentalmente de los restos orgánicos, tanto animales como vegetales, pero en la zona de trabajo parte de este constituyente proviene de las aguas residuales que se utilizan con fines de riego, obteniéndose mayores rendimientos con un mínimo de fertilizantes, sobre todo en las zonas cercanas a la Ciudad de Pachuca, donde algunos cultivos como la alfalfa son permanentes.

Los valores de nitrógeno total oscilaron de 0.36 a 0.03, con una media de 0.15 % (Tablas 2 y 6), quedando estos valores según Moreno (1970) como medianamente ricos de N. Estos valores no se relacionan con el % de materia orgánica, porque en la zona se fertiliza con frecuencia y posiblemente el N se mineraliza, ya

sea en forma de nitratos o amonio, dando resultados de nitrógeno superiores a lo esperado de acuerdo con los porcentajes de materia orgánica.

Según Tisdale y Nelson (1970), mencionan que es importante que los suelos presenten cantidades considerables de nitrógeno ya que este elemento tiene un lugar muy especial en la nutrición vegetal, de aquí que la fertilización nitrogenada sea común.

Siendo el N el elemento más abundante en la naturaleza, es por el cual las plantas sufren más, viendo limitado su desarrollo, pues únicamente lo toman en forma de nitratos y amonio.

Afortunadamente en el sitio de trabajo los suelos son medianamente ricos en nitrógeno total, gracias a la incorporación de este elemento en forma natural mediante el uso de aguas residuales, sobre todo en los sitios cercanos a Pachuca donde el riego es continuo, lo cual representa un beneficio tanto económico como de conservación del recurso suelo. Las concentraciones de nitrógeno en la zona solamente son superadas por las cantidades reportadas por varios autores que han trabajado en lugares cercanos a esta zona, Juárez (1971), Rivera (1976), Méndez (1982) y Hernández (1991).

Fósforo, el contenido de este elemento en las muestras analizadas varió de 43.4 a 0.56 con una media de 16.58 ppm., (Tablas 2 y 6), este contenido disminuye con la profundidad, y de acuerdo con Black (1965) los valores promedio de P son medios, ya que rebasan las 7 ppm. Los valores más altos son semejantes a los reportados por Méndez (1982) en el D.D.R. 063, sin embargo, los sitios con los valores más bajos de P en la zona se clasifican como pobre en este nutrimento, porque son inferiores a 3 ppm y se localizan principalmente en los lugares más alejados de Pachuca (Fig. 11); aquí, el volumen de agua residual se ve disminuido considerablemente durante la mayor parte del año. En el caso de las muestras 1, 19, 28 y 30 en la profundidad 30-60, corresponden a ciertas zonas que no se han incorporado a la agricultura y únicamente se utilizan en la producción de Agave y Opuntia, siendo los contenidos de fósforo asimilable en las capas inferiores bajos, además, el pH de los suelos de esta zona son más alcalinos que las regiones cercanas a Pachuca, sobre todo en la muestra 28, lo que contribuye a que el P reaccione con el Ca^{2+} y el Mg^{2+} de los minerales del suelo formando compuestos insolubles como la hidroxiapatita $(\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6\text{OH})_2$ (Olsen y Flowerday, 1971).

También en este tipo de suelos es normal que el P al ser absorbido por las plantas se transforme en formas orgánicas y cuando el material orgánico de las plantas se desintegra, gran parte de este P es convertido a formas inorgánicas, quedando algo de P remanente en forma orgánica en las fracciones resistentes del humus. De las muestras analizadas, algunas de ellas presentan altos contenidos de fósforo asimilable, sobre todo aquellas que

se encuentran en las zonas cercanas a la Ciudad de Pachuca, aquí las concentraciones de P se han incrementado con el aporte continuo de las aguas residuales, por medio de los riegos que son más frecuentes que en las zonas alejadas (Fig.11).

Es importante que los suelos agrícolas presenten altos contenidos de P porque es un nutrimento esencial para las plantas que lo toman principalmente como ortofosfatos, ya sea en forma mono o divalente, en menor grado como metafosfatos (PO_3^-) y pirofosfatos (P_2O_7^-). Dentro de las plantas el fósforo es un elemento muy móvil, encontrándose entre los tejidos más jóvenes con un crecimiento muy activo y en las semillas de las plantas. También, forma parte de muchos compuestos esenciales para las plantas, y tiene relación con los procesos energéticos dentro de las plantas. En los vegetales participa en fosfolípidos, azúcares fosforilados, nucleoproteínas y ácidos nucleicos, donde la cantidad total de P varía desde 0.05 a 1 % (Bohn, *et al.*, 1993 y Devlin, 1989). En los suelos el contenido de P es muy variable, sin embargo, de acuerdo con Chapman (1979) este elemento fluctúa de 0.03 a 0.3 %, pero en ciertas circunstancias estos valores suelen ser más elevados o más bajos. De acuerdo con este mismo autor el P asimilable en la capa arable varía de una fracción a varias partes por millón, sobre todo cuando se utilizan fertilizantes, donde los valores suelen ser más elevados. Los valores más altos de P se encuentran en las semillas, donde sobrepasan el 1.5 % Chapman (1979).

En el suelo, el P es estable, sobre todo en suelos ácidos ricos en Fe y Al, formando fosfatos insolubles de estos elementos, en los Andisoles también son comunes las deficiencias

de P, ya que éste elemento se encuentra frecuentemente retenido en los minerales amorfos.

Calcio, magnesio, sodio y potasio intercambiables. Las concentraciones encontradas de estos cationes variaron de 55.00 a 11.50, de 35.00 a 2.00, de 7.02 a 1.08 y de 2.79 a 0.31 con valores promedio de 25.70, 8.63, 1.71 y 1.21 meq/100 grs., respectivamente (Tablas 2 y 6). La proporción y abundancia de estos cationes en las muestras analizadas se detectaron de acuerdo como mencionan la mayoría de los autores, entre ellos Bohn et al., (1993), Fassbender y Bornemisza (1988), Cajuste (1977) y Ortega (1981) indicando que estos iones se encuentran por lo general en suelos calcáreos en el siguiente orden de abundancia: Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+ , sin embargo, en los suelos de estudio, las concentraciones detectadas de sodio intercambiable son altas, superando las cantidades de potasio, lo cual indica que existen ciertos problemas de sodicidad, sobre todo en las muestras 8 y 23, donde los porcentos de sodio intercambiable superan al 15 % de la CIC (Tabla 2), por lo que de acuerdo con estos valores estas muestras se clasifican como sódicas, mientras las muestras 4, 28, 29, 30, 25 y 23 presentan valores del % PSI altos para plantas muy sensibles a la sodicidad, sin considerarse estas últimas muestras como sódicas, de acuerdo con los criterios establecidos por Richards (1988). Sin embargo, tomando en cuenta la conductividad eléctrica, únicamente las muestras 3 y 22 presentan conductividades superiores a los 2 mmhos, que indica que en estos sitios los cultivos sensibles a la salinidad podrían ser afectados en su metabolismo, alterando su desarrollo normal. Estos sitios se

ubican en la parte sur de la zona de estudio (Fig. 11), donde se encontraron algunas costras blancas, lo que aparentemente indica problemas de salinidad, sin embargo, según los análisis no se consideran suelos salinos. Es evidente que en el área de trabajo existen, además de los problemas antes mencionados, suelos someros muy compactados, los cuales si no se manejan adecuadamente pueden presentarse además de los problemas de sodicidad, ciertos grados de salinidad, como los que se han reportado para suelos del Valle del Mezquital, donde el uso de las aguas residuales es la principal causa, además del drenaje que se ha venido deteriorando.

Los problemas que se presentan en el Municipio de Pachuca, son característicos de las regiones con climas donde la evaporación excede la precipitación, pero además, si a esto se le agrega el uso de agua de riego de mala calidad o residual el problema se acentúa.

La saturación de bases (PSB) del complejo de intercambio de los suelos estudiados es bastante alta, sobre todo en las muestras 21, 6, 8, 19, 3, 12 y 20 las cuales igualan o rebasan el 100 %. Los elevados porcentajes de saturación de bases encontrados en este trabajo, son característicos de las zonas con bajas precipitaciones, donde la lixiviación de las bases intercambiables Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+ son mínimas, como es el caso de los suelos de Irapuato, Gto., Valle del Yaqui, Son. y en la región Lagunera, Coah. presentándose el ión Ca^{2+} en concentraciones de 84.3, 79.0 y 65.6 meq/100 gr. respectivamente, el cual satura casi el 100 % de la CIC (Ortega 1978). Sin embargo, en las zonas tropicales los cationes Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y

K⁺ se lixivian con facilidad como resultado de las altas precipitaciones existentes en esos lugares, siendo estos cationes reemplazados de los sitios de intercambio principalmente por los iones de H, Al y Fe originándose serios problemas de acidez, lo cual contribuye con una fuerte retención de fósforo, donde el porcentaje de retención de este elemento es superior al 90 %, como ocurre en los suelos de la sabana de Huimanguillo, Tab. Méndez et al., (1993); lo mismo ocurre en los suelos de Centroamérica, donde Fassbender y Bornemizsa, (1987) han reportado problemas similares, respecto a la fijación de fósforo como resultado de la acidez de los suelos por la fuerte lixiviación de bases intercambiables.

Los elevados (PSB) encontrados en esta investigación (Tabla 2), coinciden con los reportados por varios autores, entre los que se encuentran Méndez (1982), García (1987) y Hernández et al., (1990) que han trabajado en el Valle del Mezquital, Hgo. coinciden también con lo reportado por Ortiz (1993), en suelos calcimagnésicos del Estado de Michoacán, donde se utilizan las aguas residuales de la Ciudad de Morelia; coinciden también con los valores obtenidos por González (1985) y Núñez (1992) que han trabajado en los estados de Guanajuato y México respectivamente.

Capacidad de intercambio catiónico total (C.I.C.T.); la capacidad de canje de los suelos estudiados varió de 40.9 a 8.50 con una media de 24.61 meq/100 g (Tablas 2 y 6), este último valor de acuerdo con Etchevers (1988) nos indica que se trata de suelos con CIC medias, ya que superan los 20 meq/100 g. Sin embargo, varias muestras, entre las que se encuentran la 21, 15,

28, 29, 23, 5, 2 y 4 superan los 30 meq/100 g que las clasifica como altas en este parámetro según el autor antes mencionado. Las CIC encontradas son inferiores a las detectadas por Méndez (1982) y Flores et al (1993) en suelos del Valle del Mezquital, donde encontraron CIC hasta de 48.84 y 43.5 meq/100 g. respectivamente. Esto se debe principalmente a las altas aportaciones de materia orgánica que se integran a estos suelos por medio del agua de riego utilizada en esta zona que son las responsables de los altos valores de CIC, además los porcentajes de arcilla son superiores a los encontrados en los suelos del Municipio de Pachuca.

Es importante que los suelos presenten altas capacidades de intercambio, ya que este fenómeno es uno de los de mayor relevancia en la naturaleza, pues de él depende el suministro continuo de nutrimentos para las plantas, donde participan principalmente las arcillas y la materia orgánica.

Varios autores, entre los que se encuentran Ortega (1982), Cajuste (1977), Bear (1966), Bohn et al., (1993), Fassbender y Bornemisza (1987), Duhaufour (1984) y Buckman and Brady (1987) coinciden en que la (CIC) ocurre en los coloides del suelo, como son las arcillas y la materia orgánica principalmente. Este fenómeno ocupa un lugar especial en la naturaleza, ya que las partículas del suelo presentan un carácter anfotérico, mediante el cual se retienen tanto los cationes como los aniones. Entre los cationes más importantes están: Ca, Mg, Na, K, NH_4 , Fe, Al, Mn, Cu y Zn entre otros iones metálicos y entre los aniones intercambiables más comunes están los SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , HCO_3^- y los aniones de los ácidos húmicos.

Estos iones intercambiables, debido a su movimiento térmico están distribuidos en espacios formando una doble capa difusa, cuya estructura está determinada por la carga de superficies, clase de iones intercambiables, temperatura y la concentración de electrolitos en la solución. Los iones intercambiables están rodeados por moléculas de agua o solución micelar. Estos iones intercambiables están retenidos en la superficie de intercambio por fuerzas electrostáticas denominadas fuerzas de Van der Wals-London.

Sales solubles

Desde el punto de vista agrícola el término "sales solubles", se refiere a una parte de los componentes inorgánicos del suelo que provienen de los minerales del suelo que son relativamente solubles en H_2O . Por lo que en general, la mayoría de los suelos agrícolas contienen cantidades apreciables de sales solubles, las cuales al disociarse como iones de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} son utilizados como nutrimentos por las plantas, los cuales pueden encontrarse, ya sea disueltos en la solución del suelo, adsorbidos en los coloides o en forma intercambiable retenidos por cargas eléctricas en las arcillas o materia orgánica. Sin embargo, cuando su contenido y forma en que se presentan exceden ciertos límites y dependiendo del cultivo de que se trate, pueden originar serios problemas de toxicidad. Por lo que con frecuencia, los problemas de salinidad se deben principalmente a la presencia de altas concentraciones de iones de CO_3^{2-} , HCO_3^- , Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} y K^+ , los cuales al combinarse en la naturaleza originan sales, ya sean alcalinas o neutras; entre las primeras están el Na_2CO_3 , $NaHCO_3$, $CaCO_3$, $MgCO_3$

y las sales neutras de NaCl, KCl, CaSO₄ y MgSO₄, entre otras. El efecto de estas sales sobre las plantas pueden ser:

1) depresión en el rendimiento y crecimiento o deterioro en la calidad, originado por la reducción del potencial osmótico del medio.

2) efectos tóxicos, los cuales originan síntomas característicos de daños asociados por la acumulación de un ión específico en las plantas, cuyos efectos provocan una severa reducción en el crecimiento.

3) un desbalance nutricional originado por el exceso de uno o varios iones en la solución del suelo (Hoffman, 1982).

La determinación del contenido de sales solubles de un suelo sirve principalmente para caracterizar y delimitar las áreas afectadas por problemas de salinidad. Sin embargo, en la zona de estudio, de acuerdo con los valores de la conductividad eléctrica y las concentraciones de sales detectadas, según Richards (1968) no existen problemas de salinidad. Aunque de acuerdo con el clima y el volumen de precipitación de la región, en esta zona podrían presentarse ciertos problemas de salinidad, como es el caso de algunos sitios ubicados al sur del área de estudio.

Respecto a las concentraciones de los cationes solubles, el orden de abundancia fue: Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ y K⁺ cuyos valores fluctuaron de 1.18 a 10.0, de 1.2 a 7.4, de 0.1 a 26.6 y de 0.12 ya 1.10 con valores promedio de 5.07, 4.10, 3.39 y 0.48 meq/l respectivamente (Tablas 2 y 6). Generalmente, en la naturaleza el orden de importancia de estos cationes es Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ y Na⁺, sin embargo, como se puede apreciar en los valores de la tabla 2, las concentraciones de Na⁺ superan al Ca²⁺ y al Mg²⁺ lo

cual indica que en el área de estudio, el sodio soluble está desplazando al calcio de los sitios de intercambio, principalmente en las muestras 8 y 23, clasificadas como sódicas, mientras las muestras 19, 22 y 25 se acercan al 15 % de saturación de la CIC, originando problemas de sodicidad.

Por otro lado, el efecto tanto de los cationes como de los aniones solubles, se reflejan en la conductividad eléctrica de algunas muestras como la 3 y 22, donde los valores son considerables sin llegar a ser suelos salinos (Tabla 2), estas concentraciones de sales representan ciertos problemas para algunos cultivos, afectándose también las propiedades físicas y químicas de los suelos; indicando que deben tenerse ciertos cuidados en estos suelos, sobre todo con el uso y la calidad del agua de riego utilizada en estos sitios; ya que además de los problemas de sodicidad existe el riesgo de acelerar el proceso de salinidad por la abundancia de sodio soluble, que tiende a desplazar al calcio y al magnesio de los sitios de intercambio, como se mencionó para los sitios 8 y 23 considerados como sódicos (Tabla 2).

Respecto a los aniones solubles SO_4^{2-} , HCO_3^- y Cl^- , estos se detectaron en concentraciones de 0.50 a 25.4 de 1.8 a 9.6 y de 0.6 a 9.0 con valores promedio de 6.43, 4.71 y 2.80 meq/ l respectivamente (Tablas 2 y 6).

Mientras los carbonatos solubles no se detectaron en ninguna de las muestras, aunque por el origen calcáreo de estos suelos y por su reacción al HCl deben existir carbonatos totales, sin embargo, en este trabajo no se analizaron. Como se observa en la (Tabla 2), pues como menciona Bohn et al., (1993) los valores de pH

inferiores a 8.3 limitan la presencia de carbonatos, por lo que los valores de pH son inferiores a 8.5, lo cual explica la ausencia de carbonatos y una gran cantidad de sulfatos, bicarbonatos y cloruros.

Lo cual indica que al reaccionar los cationes sodio, calcio, magnesio, y potasio con los aniones sulfatos, bicarbonatos y cloruros se han formado las sales de Na_2SO_4 , MgSO_4 , CaSO_4 , NaCl , CaCl_2 , MgCl_2 , KCl , así como gran cantidad de bicarbonatos como el NaHCO_3 , $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ y $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$. En general, estas sales desde el punto de vista agrícola tienden a la neutralidad a excepción de los bicarbonatos que tienen una reacción alcalina, solamente superada por los carbonatos, sobre todo al combinarse con el sodio, lo cual sería muy perjudicial para los cultivos, como ocurre en las zonas con climas áridos y semiáridos característicos del norte y centro del país; donde de acuerdo con Anaya (1992) más de 500,000 has. están siendo afectadas por problemas de salinidad y/o sodicidad en distintos grados.

METALES PESADOS EXTRACTABLES

(Fe, Cu, Mn, Zn, Pb, Cr, Co, Ni y Cd)

Respecto a los metales pesados, estos fueron extraídos con D.T.P.A. y la solución diácida de Carolina del Norte (H_2SO_4 -HCl 0.075 N) con el objetivo de comparar las dos metodologías, ya que son las soluciones extractoras más empleadas para la cuantificación de los micronutrientes, por lo que los resultados obtenidos se discutirán en forma conjunta.

Hierro.

Los valores encontrados de Fe con la solución ácida y DTPA variaron de 8.17 a 0.00 y de 59.90 a 4.60 con valores promedio de 1.55 a 13.32 ppm respectivamente (Tablas 3, 4, 7 y 8), al comparar los valores de este elemento extraído con las dos soluciones, se observa que en general, en las 30 muestras y en las dos profundidades el DTPA extrajo 8.59 veces más hierro que la solución ácida, sin embargo, como se observa en las figuras 12 y 13 el dominio del DTPA sobre la solución ácida se acentúa más en la profundidad 0-30 cm (Figs. 30, 33, 36 y 39 anexo). Esto se debe, como lo han mencionado varios autores, entre los que se encuentran García *et al.*, (1989), Mortvedt *et al.*, (1983) y Bohn *et al.* (1993) los agentes quelatantes como el EDTA, CDTA y DTPA tienen una gran afinidad para formar complejos, tanto con el Fe^{2+} como con el Fe^{3+} presentes en la materia orgánica, donde de acuerdo con Sillen and Martell (1974) la constante de estabilidad del EDTA con los iones ferroso y férrico es de 14.00 y 25.00 respectivamente, por lo cual las cantidades de Fe

extraídas con DTPA son muy superiores a las obtenidas con la solución ácida, ya que el DTPA extrae tanto el Fe en solución como el que se encuentra en los complejos de intercambio (arcilla-materia orgánica) principalmente, mientras la solución ácida no forma ligandos; por lo que se limita a extraer únicamente el Fe soluble y el que se encuentra fijo con menor fuerza iónica al complejo coloidal.

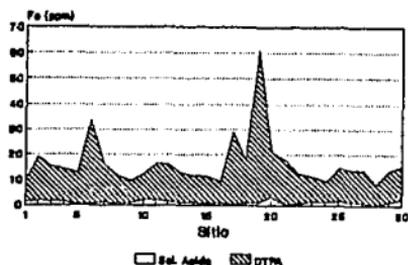


Fig. 12. Efectividad de las soluciones extractoras utilizadas para Fe en 30 suelos del Municipio de Pachuca a 0-30 cm de profundidad

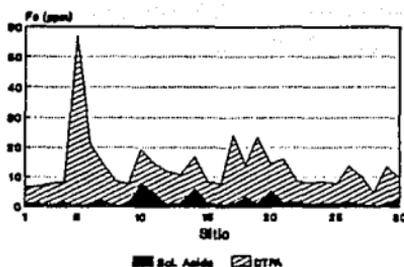


Fig. 13. Efectividad de las soluciones extractoras utilizadas para Fe en 30 suelos del Municipio de Pachuca a 30-60 cm de profundidad.

Los contenidos de Fe extractables en los suelos son muy variados, ya que dependen principalmente de la roca madre, así como de la solución extractable utilizada; pero, de acuerdo con Walsh (1971) y Bohn et al., (1993) en los suelos analizados este elemento se encuentra en concentraciones normales; y, al relacionar los valores obtenidos de Fe en los suelos del Municipio de Pachuca con los reportados por Flores et al., (1992), García (1988), Mejía et al., (1990) y Hernández et al., (1990) entre otros, para el Valle del Mezquital, Edo. de

Hidalgo; las concentraciones de Fe detectados en este estudio son inferiores; ya que en el caso del Valle del Mezquital se utilizan aguas residuales con mayores contenidos de metales pesados, como menciona Méndez et al., (1990); mientras que las aguas residuales de la Ciudad de Pachuca que se utilizan con fines de riego en los suelos del municipio del mismo nombre, según Méndez et al., (1992) presentan bajos contenidos de hierro, y además, los volúmenes de aguas empleados en el Municipio de Pachuca son inferiores a los utilizados en el Valle del Mezquital.

Por otro lado, las aguas residuales utilizadas en el Valle del Mezquital de acuerdo con Méndez (1982) provienen fundamentalmente de la ZMCM, donde se han registrado altos índices de contaminación, mientras las aguas residuales de la Ciudad de Pachuca, presentan menos concentraciones de metales pesados, los cuales provienen fundamentalmente de las aguas de las zonas mineras.

Cobre.

Las cantidades de Cu obtenidas con la solución ácida y con DTPA fluctuaron de 17.92 a 0.18, con una media de 3.48 y de 78.60 a 0.40 con un promedio de 20.87 ppm respectivamente; por lo que la solución de DTPA en promedio en las 30 muestras y en las dos profundidades extrajo 6 veces más cobre que la solución ácida. Al analizar este mismo efecto en las profundidades 0-30 y 30-60 ocurre el mismo dominio que se observó para las muestras en general (Figs. 14 y 15) y (Figs. 30, 33, 36 y 39). Respecto al Cu extraído con la solución ácida, en general, éste fue bajo, lo cual coincide con varios autores, entre los que se encuentra Bohn

et al., (1993) que menciona que el Cu soluble se encuentra en cantidades bajas del orden de 0.03 a 0.30 ppm. Lo cual coincide con los suelos analizados del Municipio de Pachuca, donde una gran parte de ellos presentan valores de Cu extraído con la solución ácida inferiores a 1 ppm. Sin embargo, las muestras 24, 22, 10, 8, 20 y 21 presentaron valores superiores a 10 ppm (Tabla 3); lo cual coincide con Walsh (1971) y Alloway (1990) que reportan de 0.5 a 100 y de 10 a 80 ppm respectivamente; la mayoría de estos sitios se localizan en la zona sur del área de estudio, donde gran parte del año, durante la época de lluvia las aguas residuales inundan esta zona (Fig. 11) contribuyendo en gran medida con las aportaciones de materia orgánica; y con ello la acumulación de micronutrientes como el cobre.

Los sitios 8 y 10 se localizan en la parte norte de la zona de estudio (Fig. 11), los cuales además de presentar cantidades considerables de materia orgánica (Tabla 2), el sistema de riego con agua residual es continuo, lo cual contribuye con la acumulación de metales pesados.

Al relacionar los valores de Cu soluble en la solución ácida con las concentraciones de este elemento reportadas por Mascareño (1974), Cajuste et al., (1992) y Mejía et al., (1990) que fluctúan de 4.00 a 58.00, de 2.00 a 18.00 y de 0.00 a 27.60 ppm respectivamente en los suelos del Valle del Mezquital Hidalgo, por lo que los valores detectados en los suelos del Municipio de Pachuca son inferiores (Tabla 3)

Respecto al cobre extraído con DTPA, las mayores

concentraciones se detectaron en las muestras 12, 21, 8, 22, 6, 27, 13, 23, 19 y 24, principalmente de 0 a 30 cm de profundidad (Tabla 4) y (Fig. 33); al relacionar las muestras anteriores con los sitios donde se detectaron las mayores concentraciones de Cu extractable con la solución ácida, nos damos cuenta que se trata de los mismos sitios (Fig. 11 y Tablas 3 y 4).

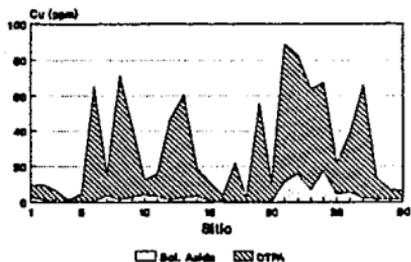


Fig. 14. Efectividad de las soluciones extractoras utilizadas para Cu en 30 suelos del Municipio de Pachuca a 0-30 cm de profundidad.

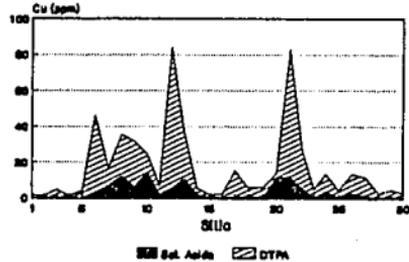


Fig. 15. Efectividad de las soluciones extractoras utilizadas para Cu en 30 suelos del Municipio de Pachuca a 30-60 cm de profundidad.

Las concentraciones de cobre extraídas con DTPA coinciden con las reportadas por Mascareño (1974), Walsh (1971) y Alloway (1990), que mencionan de 4 a 58, de 0.5 a 100 y de 10 a 80 ppm respectivamente.

El cobre es uno de los micronutrientes esenciales para el desarrollo de los cultivos, sin embargo, en suelos calcáreos con frecuencia se encuentran deficiencias de Cu Chapman (1979); por lo que la cuantificación de cobre con soluciones débilmente ácidas, nos indican con cierta precisión la cantidad de Cu disponible por las plantas, sin necesidad de tomar en cuenta el

cobre que las plantas toman mediante intercambio iónico. Pero, por lo general las concentraciones de Cu soluble en la mayoría de los suelos son bajas, superadas tanto por el Fe, Mn como por el Zn (Bohn *et al.*, 1993); ya que como menciona Fassbender y Bornemisza (1988) las cantidades de Cu soluble en agua y cambiante son bastante pequeñas, encontrándose preferentemente en forma de quelatos, que son (estructuras cíclicas, en las cuales los átomos metálicos, tanto de Cu como de Fe, Zn y Mn centrales satisfacen las cargas electropositivas de un ligando orgánico). Esto ocurre con frecuencia en las sustancias húmicas, mediante enlaces covalentes y iónicos al mismo tiempo. Bohn *et al.*, (1993) menciona también que la materia orgánica del suelo adsorbe con fuerza los iones de Cu, Zn, Fe, Mn y otros metales de transición probablemente como quelatos.

Manganeso.

Este elemento se encontró en concentraciones que fluctuaron de 87.37 a 1.02 con un promedio de 35.70 y de 47.00 a 4.50 con una media de 17.39 ppm para la solución ácida y DTPA respectivamente (Tablas 7 y 8). Al comparar las dos soluciones extractoras, la solución ácida extrajo 2 veces más que el DTPA en las 30 muestras y en las dos profundidades, lo mismo ocurrió al separar las muestras por profundidades (Figs. 16 y 17) y (Figs. 30, 33, 36 y 39); obteniéndose las mayores concentraciones en los sitios 10 y 11 y en el 19 y 11 para la solución ácida y DTPA respectivamente (Tablas 3 y 4). Las mayores concentraciones de Mn para las dos soluciones generalmente coinciden en el punto 11, pues en esta zona inician el recorrido las aguas residuales de

los canales de riego que se surten del Río de las Avenidas; donde las aguas residuales durante la época de lluvias inundan esta área concentrándose gran parte de los metales pesados, entre ellos el Mn. Otro de los sitios donde se encontraron altas concentraciones de Mn fue la muestra 10, que se encuentra justamente a la salida de la Ciudad de Pachuca (Fig. 11) donde la concentración de los metales pesados en el agua es mayor.

Los valores de Mn detectados en los suelos analizados, superan a las concentraciones reportadas por varios autores en el Valle del Mezquital Hgo., entre ellos Mascareño (1974) y Cajuste et al., (1992), que reportan hasta 5.17 y 24.00 ppm respectivamente. Los altos valores de Mn extractable en los suelos de Pachuca, nos dan una idea de la cantidad de metales pesados que aportan las aguas de las minas a las aguas residuales, y estas a su vez pueden originar problemas en la agricultura cuando se utilizan con este fin.

La presencia de altas concentraciones de Mn extractable en los suelos analizados del Municipio de Pachuca es preocupable, ya que los valores de este elemento superan en gran medida a la mayoría de los micronutrientes, inclusive al hierro, que es el elemento de mayor abundancia en la mayoría de los suelos. Los niveles de Mn extractable encontrados en esta investigación, coinciden con los reportados para suelos de Centro y Suramérica, donde Fassbender y Bornemisza (1988), han reportado para 62 muestras de América Central un promedio de 17.2 ppm y para suelos de Chile estos mismos autores mencionan de 5 a 360 ppm con una media de 170 ppm. Mencionan además, que en suelos de la India se

han reportado concentraciones de 0.26 a 5.60 ppm de Mn soluble; mientras en América Central el Mn soluble fluctúa de 0.1 a 14.2 con una media de 2.25 ppm. De acuerdo con Biswas (1951) el promedio de Mn cambiante en suelos de la India es de 7.0 ppm, y según Vinayak *et al.*, (1967) el promedio del manganeso cambiante para este mismo país es de 22.3 ppm, y de acuerdo con Vergara (1969) para suelos derivados de cenizas volcánicas de Chile el Mn fluctúa de 0.6 a 2.6 con una media de 1.0 ppm; de tal forma que las concentraciones de Mn extractable varían dependiendo del tipo de suelo y del extractante utilizado; pero las concentraciones detectadas en el Municipio de Pachuca, solamente son comparables con las reportadas para suelos de reacción ácida, donde la libreación del Mn es mayor, ya que, de acuerdo con Fassbender y Bornemisza (1988) y Bohn *et al.*, (1993) existe una alta correlación entre el pH y el Mn disponible. De acuerdo con estos mismos autores existen altas correlaciones también con el cobre, y los sesquióxidos de hierro y aluminio, característicos de las regiones con climas húmedos.

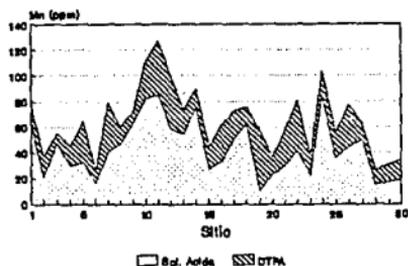


Fig. 16. Efectividad de las soluciones extractoras utilizadas para Mn en 30 suelos del Municipio de Pachuca a 0-30 cm de profundidad.

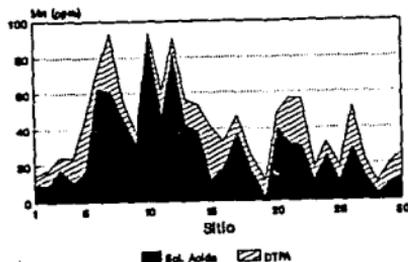


Fig. 17. Efectividad de las soluciones extractoras utilizadas para Mn en 30 suelos del Municipio de Pachuca a 30-60 cm de profundidad.

Zinc.

Los niveles de Zn obtenidos con la solución ácida y DTPA fueron de 155.20 a 0.41 y de 73.90 a 0.80 con valores promedio de 23.25 y 18.82 ppm respectivamente (Tablas 7 y 8). En cuanto a la efectividad de las dos soluciones extractoras en promedio en los 30 suelos y en las dos profundidades, resultó ser ligeramente más eficiente la solución ácida que el DTPA, lo mismo ocurrió al separar las muestras por profundidades (Figs. 18 y 19). Las más altas concentraciones de zinc se registraron en las muestras 10, 19 y 4, en las profundidades de 30 a 60 cm (Tablas 3 y 4) y (Figs. 31, 34, 37 y 40). Al relacionar los niveles promedio de Mn y Zn (Tablas 7 y 8), estos son muy semejantes, pero ambos son muy elevados, ya que se trata de suelos regados con aguas residuales donde se vierten aguas de minas con concentraciones elevadas de metales pesados como el Mn y Zn.

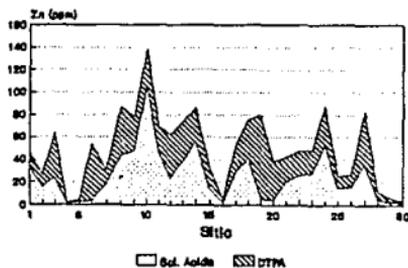


Fig. 18. Efectividad de las soluciones extractoras utilizadas para Zn en 30 suelos del Municipio de Pachuca a 0-30 cm de profundidad.

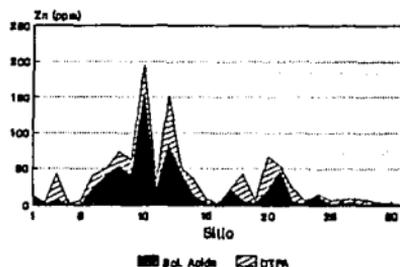


Fig. 19. Efectividad de las soluciones extractoras utilizadas para Zn en 30 suelos del Municipio de Pachuca a 30-60 cm de profundidad.

Respecto a las concentraciones de Zn, aunque son semejantes

al Mn, se consideran altas; ya que en los suelos en general el Mn extractable supera en gran medida al Zn. Ya que por ejemplo, Bohn et al., (1993) menciona concentraciones de 2 a 500 y de 1 a 100 ppm para Mn y Zn respectivamente.

Al relacionar las concentraciones de Zn y su comportamiento en los suelos y comparándolos con el Mn, el Zn es menos conflictivo, aunque es más soluble que el Mn; por lo que se han tenido problemas con el Zn en suelos muy ácidos, donde se han liberado fuertes cantidades de este elemento originando toxicidades, pero una gran parte del Zn a medida que se libera forma complejos muy estables con la materia orgánica (quelatos). Sin embargo, el Mn y el Al son un serio problema en suelos ácidos en condiciones reductoras e inundados, donde hay fuertes problemas de anaerobiosis en el cual el Mn afecta seriamente la penetración de las raíces en el subsuelo originando serios problemas de toxicidad Bohn et al., (1993) y Mortvedt (1983).

Plomo.

El Pb extractable con la solución ácida y DTPA varió de 21.80 a 0.00 y de 493.10 a 1.60, con valores promedio de 2.96 y 38.58 ppm respectivamente (Tablas 7 y 8); por lo que en general en los 30 suelos y en las dos profundidades, el DTPA extrajo 13 veces más Pb que la solución ácida (Tablas 3 y 4). Sin embargo, al separar las muestras por profundidades, en la primera capa (0-30 cm) el Pb extraído, con solución ácida es casi nulo, y esto no ocurre en ciertas muestras de 30 a 60 cm de profundidad (Figs. 20 y 21). Al analizar la abundancia del Pb extractable con la solución ácida en los distintos sitios de muestreo y en las dos

profundidades (Tabla 3) y (Figs. 31 y 37), donde las mayores concentraciones se presentaron en los sitios 9, 8 y 13, los cuales se ubican en la parte norte de la zona de estudio (Fig. 11); donde las aguas del Río de las Avenidas contienen una mayor cantidad de metales pesados, además de las propiedades mineralógicas de los suelos y la cercanía de los jales de Pachuca (Fig. 11). Respecto a la profundidad, a excepción de la muestra 19 de 0 a 30 cm, las mayores concentraciones de Pb se encontraron de 30 a 60 cm, ya que las texturas arenosas y la compactación de la segunda capa han contribuido a la acumulación del Pb (Tabla 3) y (Figs. 31 y 37).

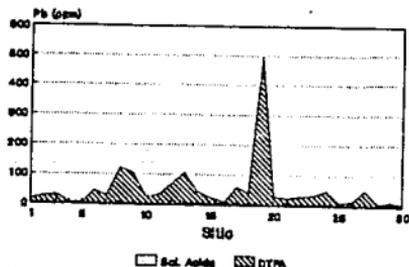


Fig. 20. Efectividad de las soluciones extractoras utilizadas para Pb en 30 suelos del Municipio de Pachuca a 0-30 cm de profundidad.

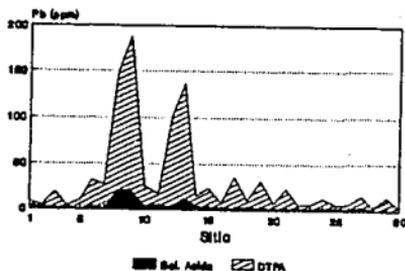


Fig. 21. Efectividad de las soluciones extractoras utilizadas para Pb en 30 suelos del Municipio de Pachuca a 0-30 cm de profundidad.

En cuanto al plomo extraído con DTPA, las mayores concentraciones se detectaron en los sitios 19, 8 y 9 (Tabla 4); los contenidos de Pb llaman la atención en la muestra 19 en la

primera capa (Figs. 34 y 40), ya que en ella se detectaron los niveles más altos de metales pesados extraídos con DTPA (Tabla 4), ya que se trata de un suelo negro con una permeabilidad media clasificado texturalmente como franco en la capa superficial y de 30 - 60 cm como migajón limoso; donde los coloides y los limos participan en gran medida en la fijación de Pb y los demás metales pesados (Fe, Cu, Mn, Zn, Cr, Co, Ni y Cd), que, de acuerdo con Mortvedt (1983), Alloway (1990) y Bohn *et al.*, (1993) estos elementos son fácilmente extraídos con sustancias quelatantes como el DTPA y EDTA, entre otros. Respecto a los sitios 8 y 9, en cuanto al comportamiento de las concentraciones de Pb extraídas con DTPA, aunque estas son mucho más elevadas que las obtenidas con la solución ácida (Figs. 20 y 21) coinciden en ser los sitios donde se obtuvieron las mayores concentraciones con las dos soluciones extractantes (Tablas 3 y 4; Figs. 31, 34, 37 y 40).

Al comparar las concentraciones de Pb extractable, en los suelos del Municipio de Pachuca con la solución ácida, y los valores de plomo extraíble con DTPA-TEA-CaCl₂ reportadas por Carrillo *et al* (1992) para suelos del Valle del Mezquital, Hgo.; que mencionan 10 y 12 ppm para los años 89 y 90, los valores encontrados en este trabajo son muy inferiores a los reportados por estos autores, a excepción de las muestras 8 y 9 donde se duplican las cantidades encontradas en el Valle del Mezquital; sin embargo, si tomamos en cuenta la media (2.96 ppm), esta es muy inferior al Pb reportado por Carrillo *et al.*, (1992). Por otro lado, si comparamos las concentraciones de Pb extraído con

DTPA con los reportadas por este mismo autor, la mayoría de los suelos analizados en este trabajo, principalmente los sitios 19, 9,8 y 13; superan enormemente los valores reportados por estos autores, inclusive el valor promedio (38.58 ppm) es superior, lo cual indica que respecto al Pb, la principal fuente de contaminación proviene de las aguas de las minas, mientras que las aguas que se utilizan en el Valle del Mezquital, a lo largo del recorrido de la Ciudad de México al Edo. de Hgo., gran parte de este metal se precipita durante el trayecto.

La mayoría de los valores de Pb extractables con DTPA en los suelos del Municipio de Pachuca coinciden con las concentraciones reportadas por Mejía et al., (1990) para suelos del Valle del Mezquital, que reporta valores de 15.2 a 46.4 ppm. Coinciden también con los datos reportados por Hernández et al., (1990), que menciona valores de 85 - 120 ppm y con Fergusson (1990), Alloway (1990) y Bohn et al. , (1993) que mencionan de 2.0 a 300.0; de 2.0 a 300.0 y de 0.001 ppm respectivamente.

Cromo.

Las concentraciones de Cr extractable con la solución ácida y DTPA fluctuaron de 1.47 a 0.00 y de 1.60 a 0.04 con valores promedio de 0.29 y 0.10 ppm respectivamente (Tablas 7 y 8). Al comparar la efectividad de las dos soluciones extractoras, de acuerdo con los valores promedio obtenidos de las 30 muestras en las dos profundidades, la solución ácida resultó ser casi tres veces más efectiva para el cromo, sin embargo, al separar las muestras por profundidad, la efectividad de la solución ácida aumenta considerablemente, sobre todo en la profundidad de 30

a 60 cm, como se puede observar en las figuras 22 y 23 ; sin embargo, al analizar las tablas 3 y 4, los valores obtenidos son muy homogéneos a excepción de los sitios 12 y 19 que fue donde se obtuvieron las mayores concentraciones con las dos metodologías.

Respecto al Cr extractable con la solución ácida, el sitio con mayores cantidades de Cr corresponde a la muestra 12 (Figs. 31 y 37), ubicada en los sitios cercanos a Pachuca; mientras que con DTPA las mayores concentraciones se encontraron en la muestra 19, de la misma forma que los demás metales pesados (Tablas 3 y 4) y (Figs. 34 y 40), sin embargo, los resultados obtenidos con las dos soluciones son bajas, coincidiendo con los valores más bajos reportados por Carrillo *et al.*, (1992), que fluctúan de 0.2 a 0.4 ppm en suelos del Valle del Mezquital; coinciden también con los reportados por Mascareño (1974), García (1988) y Mejía *et al.*, (1990) que menciona trazas; 0.05 y de 0.12 a 3.58 para suelos del Valle del Mezquital Hgo.

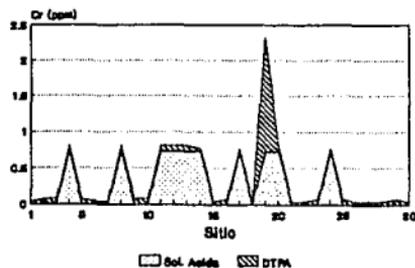


Fig. 22. Efectividad de las soluciones extractoras utilizadas para Cr en 30 suelos del Municipio de Pachuca a 0-30 cm de profundidad.

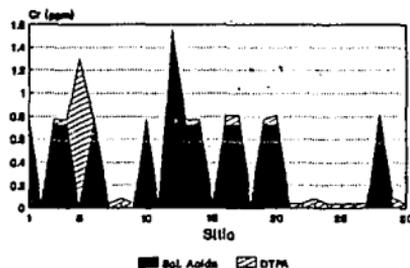


Fig. 23. Efectividad de las soluciones extractoras utilizadas para Cr en 30 suelos del Municipio de Pachuca a 0-30 cm de profundidad.

La presencia del cromo en los suelos de Pachuca, a excepción de las muestras más altas no son tan relevantes como en el caso del plomo, el cual es uno de los metales pesados más conflictivos; sin embargo, como mencionan Bohn *et al.*, (1993) y Alloway (1990) entre otros autores, el Cr puede ser muy dañino en el medio ambiente cuando se integra al metabolismo de los seres vivos, sobre todo en forma hexavalente, pues el Cr^{3+} es inofensivo.

Cobalto.

Los valores de Co obtenidos con la solución ácida y DTPA fluctuaron de 1.55 a 0.00 y de 0.70 a 0.20 con una media de 0.62 y 0.41 ppm respectivamente (Tablas 7 y 8); como indican los valores promedio para los 30 sitios en ambas profundidades, la solución ácida resultó ser más efectiva, (Figs. 24 y 25), de igual manera ocurrió al separar las muestras por profundidades; aunque existen ciertas diferencias entre las dos soluciones extractoras, respecto al poder de extracción del Co; sin embargo, hay cierta homogeneidad en las gráficas. Al observar el comportamiento del Co extractable en las 30 muestras con las dos soluciones, y en las dos profundidades, los resultados son muy homogéneos (Figs. 32, 35, 38 y 41).

Las mayores concentraciones de Co para la solución ácida se encontraron en la muestra 8 (Tabla 3), la cual concuerda con la mayoría de los elementos extraídos con esta solución, de las muestras del área norte de la zona de estudio donde se inicia el recorrido de las aguas residuales (Fig. 11). Respecto a los

mayores valores de Co extraídos con DTPA, estos se encontraron en varios sitios (Figs. 32, 35, 38 y 41) lo que es muy homogéneo, y además indica que respecto al cobalto no se puede hablar de acumulación de este elemento como está ocurriendo con el Pb (Tablas 3 y 4).

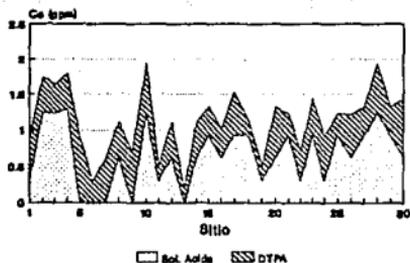


Fig. 24. Efectividad de las soluciones extractoras utilizadas para Co en 30 suelos del Municipio de Pachuca a 0-30 cm de profundidad.

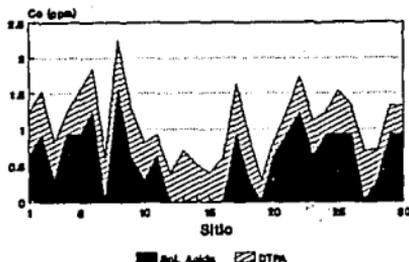


Fig. 25. Efectividad de las soluciones extractoras utilizadas para Co en 30 suelos del Municipio de Pachuca a 0-30 cm de profundidad.

Al comparar los valores promedio de Co, estos son inferiores a los reportados por Mascareño (1974), Mejía *et al.*, (1990) y Cajuste (1992) para suelos del Valle del Mezquital, que reportan concentraciones de 4.58, 5.82 a 9.50 y de 1.0 a 2.5 ppm consecutivamente. Aunque el Co es un elemento esencial para los organismos en la formación de la cobalamina, las altas concentraciones reportadas para este elemento en el Valle del Mezquital; nos hablan de una zona que ha sufrido el impacto continuo de las aguas residuales de la Ciudad de México, mientras que en la zona de estudio este impacto es menor, sin embargo, es de las pocas zonas donde se tienen mayores evidencias respecto a

la contaminación de suelos por metales pasados. Por ejemplo, Carrillo et al., (1992), menciona que las concentraciones de Co detectadas en los suelos del Valle del Mezquital, podrían estar originando problemas de toxicidad en la avena (Avena sativa), por lo que en varios sitios de la zona de estudio, pero sobre todo el sitio 8, los niveles de Co podrían originar problemas de toxicidad en las plantas, ya que los niveles se acercan a los reportados por Carrillo et al., (1992).

Níquel.

Las cantidades de Ni extraídas con la solución ácida y DTPA variaron de 3.54 a 0.00 y de 7.70 a 0.20 con valores promedio de 1.50 y 1.14 ppm respectivamente (Tablas 7 y 8), tomando en cuenta estos valores, y como se muestran en las figs. 26 y 27, la solución ácida fue más efectiva en la extracción del Ni que el DTPA. Al analizar los resultados de la tabla 3, las mayores concentraciones de este elemento se encuentran en las muestras 7, 17, 18 y 29; además de los sitios 4 y 12 entre otros, donde las concentraciones de Ni superan las 2.00 ppm (Figs. 32 y 38), esto es preocupable, ya que el níquel no es un elemento esencial para las plantas, sin embargo, como mencionan varios autores, Bohn et al., (1993), Alloway (1990) y Fergusson (1990), el Ni es un elemento abundante en la corteza terrestre, que se encuentra en forma total en gran cantidad, por esto, su presencia en forma extractable es común.

El Ni extractable con DTPA, se encontró en concentraciones considerables, sobre todo en los sitios 7 y 19, lo cual en el caso del sitio 19, el Ni coincide con la mayoría de los elementos

para este extractante, donde por las condiciones de textura y drenaje, además de los coloides del suelo, los metales pesados tienden a acumularse (Tabla 4) y (Figs. 35 y 41). A excepción de los sitios donde se presentaron las mayores concentraciones de Ni en las dos profundidades, el comportamiento de este elemento fue homogéneo (Figs. 26 y 27), aunque existen ciertas diferencias en cuanto al poder de extracción de las dos soluciones extractoras.

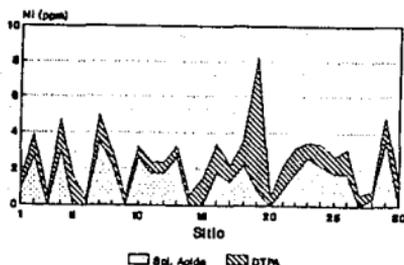


Fig. 26. Efectividad de las soluciones extractoras utilizadas para Ni en 30 suelos del Municipio de Pachuca a 0-30 cm de profundidad.

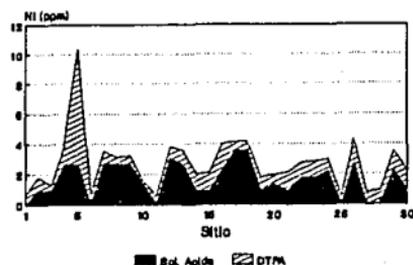


Fig. 27. Efectividad de las soluciones extractoras utilizadas para Ni en 30 suelos del Municipio de Pachuca a 0-30 cm de profundidad.

Al comparar los promedio de Ni obtenidos con las dos soluciones extractoras que fueron de 1.50 a 1.14 ppm, estas son inferiores a las reportadas por Mejía *et al.*, (1990) que menciona de 5.55 a 14.89 ppm, pero superiores a las reportadas por Mascareño (1974) y Carrillo *et al.*, (1992) que mencionan 0.07 y de 0.1 a 0.5 ppm respectivamente; donde este último indica que los niveles tóxicos para los cultivos van de 50 - 100 ppm, por lo que las concentraciones de este elemento en los suelos de Pachuca están lejos de ser considerados como tóxicos para los cultivos,

sin que esto no signifique la importancia que tiene la acumulación del Ni en los suelos analizados.

Cadmio.

Los niveles de Cd extractable obtenidos con la solución ácida y DTPA en los suelos fluctuaron de 3.91 a 0.13 y de 9.10 a 0.05 ppm, una media de 0.89 y 0.98 respectivamente (Tablas 7 y 8), por lo que el DTPA resultó ser ligeramente más efectivo; pero en general, fue en este elemento donde hubo más homogeneidad (Tablas 3 y 4) y (Figs. 28 y 29).

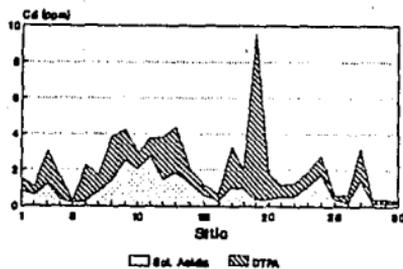


Fig. 28. Efectividad de las soluciones extractoras utilizadas para Cd en 30 suelos del Municipio de Pachuca a 0-30 cm de profundidad.

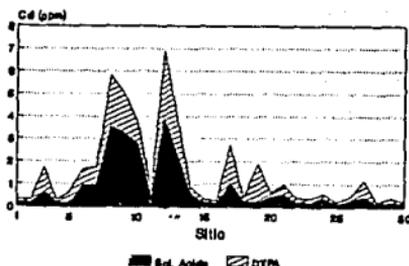


Fig. 29. Efectividad de las soluciones extractoras utilizadas para Cd en 30 suelos del Municipio de Pachuca a 30-60 cm de profundidad.

Respecto a las muestras donde se presentaron las mayores concentraciones de Cd extraído con la solución ácida, éstas fueron la 12, 8, 11, 9 y 10 (Tabla 3) y (Figs. 32 y 38), que coincide con la mayoría de los metales pesados extraídos con esta solución, encontrándose las mayores concentraciones en las muestras cercanas a Pachuca (Fig. 11); donde la acumulación de los metales pesados es mayor, además de la influencia de los

jales, lo cual no ocurre con el DTPA que extrae principalmente los metales fijos a los coloides del suelo, que favorece a la zona sur del área muestreada.

Respecto al DTPA, las mayores cantidades se detectaron en los sitios 19 y 12 (Figs. 35 y 41); donde el primer caso concuerda con la mayoría de los demás metales pesados, ya que la muestra 19 presenta las mayores concentraciones de una gran parte de los metales estudiados en este trabajo; pero en el caso del sitio 12, en este coinciden los dos extractantes (Tablas 3 y 4) y (Figs. 28 y 29).

Al analizar los sitios donde se presentaron las mayores concentraciones de Cd no es raro que se hayan detectado cantidades considerables de este elemento ya que la presencia del Cd en los suelos es un caso común, sobre todo en suelos regados con aguas residuales que provienen de industrias de pinturas, pigmentos y hules, además de una gran cantidad de pesticidas y fertilizantes que se utilizan en la agricultura; pero las cantidades más altas de Cd que se han detectado en los suelos agrícolas, de acuerdo con Cajuste et al., (1991), se encuentran en aquellos suelos cercanos a las carreteras, donde el Cd proviene de las llantas de los automóviles, y los niveles de este elemento dependen de la cercanía de los predios a las carreteras, así como el flujo de circulación y la dirección de los vientos entre otros factores.

Al comparar los resultados de Cd obtenidos en este trabajo, estos están dentro de las cantidades reportadas por Mejía et al., (1990), Fergusson (1990), Alloway (1990) y Carrillo et al.,

(1992) que reportan de 0.0 a 2.79, 0.01 a 2.0 y de 0.4 a 1.0 ppm respectivamente; estos son muy superiores a los reportados por Mascareño (1974) y García (1984) que mencionan de 0.02 y 0.17 ppm consecutivamente. Las mayores concentraciones de Cd detectados con DTPA, en el sitio 19 (9.10 ppm) únicamente coinciden con las detectadas por Flores et al., (1992) que reporta concentraciones de 3.9 a 7.9 ppm en suelos del Valle del Mezquital.

CONCLUSIONES.

1.- Los suelos del Municipio de Pachuca presentan una buena permeabilidad, como resultado de las texturas arenosas, lo cual favorece la lixiviación de los metales pesados y de las sales solubles presentes en las aguas residuales de Pachuca.

2.- Son suelos con pHs de reacción alcalina, con ligeros problemas de salinidad, en las muestras 3 y 22; y en cuanto a sodicidad, los mayores problemas corresponden a los sitios 8 y 23, que presentan valores superiores al 15 % de la CIC de Na^+ mientras las muestras 19, 22 y 25 son cercanos al 15 %.

3.- Son suelos ricos en cationes intercambiables Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+ ; por lo que los P.S.B. son elevados y una capacidad de intercambio catiónico media; son además, suelos medianamente pobres en materia orgánica, medianamente ricos en nitrógeno total, y medios en fósforo asimilable.

4.- Respecto a los iones solubles, estos son altos, detectándose en el siguiente orden: SO_4^{2-} , Na^+ , HCO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , K^+ y los CO_3^{2-} estuvieron ausentes.

5.- Respecto a la efectividad de las soluciones extractoras utilizadas en la extracción de los metales pesados analizados fue variable, ya que para el Mn, Zn, Cr, Co y Ni la mejor solución extractora fue la solución ácida, mientras para el Fe, Cu, Pb y

Cd resultó ser más efectiva el DTPA.

6.- Aunque en México no existen parámetros respecto a los niveles de tolerancia de metales pesados en suelos; tomando en cuenta que tanto los volúmenes de aguas residuales de la Ciudad de Pachuca como la cantidad de metales pesados presentes, son inferiores a los reportados para las aguas residuales de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México; por lo cual se considera que en general los niveles de metales pesados detectados en los suelos del Municipio de Pachuca son considerables.

7.- Los valores de Cu, Mn, Zn, Pb y Cd son superiores a los reportados por varios autores para suelos del Distrito del Desarrollo Rural 063 en el Estado de Hidalgo, lo cual se debe a la presencia considerable de estos elementos en las aguas que provienen de las zonas mineras de Pachuca y la lixiviación de los jales, donde las muestras contaminadas corresponden a los sitios 12, 10 y 19.

BIBLIOGRAFIA.

- Aguilera, H.N. y Domínguez, R.I. (1989). Metodología de análisis físico-químicos de suelos. Fac. de Ciencias, UNAM.
- Alexander Martin (1980). Introducción a la microbiología del suelo. AGT Editor, México.
- Alloway, B.J. (1990). Heavy Metals in soils. Ed. John Wiley & Sons. N.Y., USA.
- Anaya, G.M. (1983). La desertificación, su importancia y su combate a nivel nacional y mundial. Simposium la sequía y su impacto en la agricultura. UACH, México.
- Anuario Estadístico del Estado de Hidalgo, (1987). Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI).
- Arenal, Rodolfo del (1978). Carta hidrogeológica del área de Actopan-Ixmiquilpan, Estado de Hidalgo. México. Rev. Inst. Geol. UNAM, 2(1), p. 98-105.
- Baver, L.D., Gardner, H.W. y Gardner, R.W. (1980). Física de suelos. Ed. U.T.H.E.A. México. 530 p.
- Bear, F.E. (1966). Chemistry of soil: Reinhold N.Y. 515 p.
- Benton J.J.Jr. (1983). Análisis de los tejidos de las plantas para micronutrientes. In: Mortvedt J.J., Giordano P.M. y Lindsay W.L. editores. Micronutrientes en agricultura. AGT. Editor. México.
- Black, C.A., Evans, D.D., White, I.L., Enswinger, L.E. y Clark, F.E., (1965). " Methods of Soil Analysis Physical and Mineralogical Properties. Including Statistics of Measurement and Sampling ".
- Blásquez-L., Luis, et al., (1938). Memoria de la Comisión Geológica del Valle del Mezquital, Hgo. Mem. Inst. Geol. UNAM, 239 p., Mapa geológico.
- Bertine, K.K., and E.D. Goldberg. (1971). Fossil fuel combustion and the major sedimentary cycle. Science 173: 233-235.

- Biswas, I.P. (1951). Manganese status of some Indian soils. Indian Journal of Agricultural Science 21(2): 97-107.
- Bohn, et al., (1985). Soil Chemistry. Ed. John Wiley & sons. N. Y. USA.
- Bohn et al., (1993). Química del Suelo. Editorial Limusa, México.
- Bravo, H. A., Sosa, E.R. y Torres J.R. (1991). Ozono y lluvia ácida en la Ciudad de México. Rev. Ciencias No. 22 Abril, p. 33-40.
- Buckman, H. O. y Brady, M.C. (1977). Naturaleza y propiedades de los suelos. Ed. Montaner y Simon, Barcelona, España 590 p.
- Cajuste, L.J. (1977). Química de suelos. Ed. C.P. Chapingo México.
- Cajuste, L. J. (1992). Comparación de los niveles tóxicos de Cd y Pb en suelos con diferente contenido de materia orgánica. Memorias de XXV Congreso Nacional de la SMCS. México.
- Cajuste, L.J., Carrillo, R. and Hernández, H.L. (1991). The distribution of metals from wastewater in the Mexican Valley of Mezquital. Water, air and soil. Poll. 57-58. 763-771.
- C.A.D.R., (1992). Centro de Apoyo al Desarrollo Rural, S.A.R.H.
- Carrillo, G.R., Cajuste, L.J. y Hernández, H. (1992). Acumulación de metales pesados en un suelo regado con aguas residuales. Terra Vol. 10 No. 2 p. 166-173.
- Chapman, H.D. et al., (1979). Métodos de análisis para suelos, plantas y aguas. Ed. Trillas. México.
- Choppin, G.R. (1972). Química. Ed. Publicaciones culturales Méx. 595 p.

- Devlin, M.R. (1989). Fisiología Vegetal. Ed. Omega, Barcelona, España.
- Dickson, T.R. (1980). Química con un enfoque ecológico. Ed. Limusa. Méx. 406 p.
- "Drinking Water and Health". National Academy of Sciences. Washington, D.C. 1977.
- Douchafour, P.H., (1984). Edafogénesis y clasificación. Ed. Masson, S.A., Barcelona, España.
- Fassbender, H.W. (1979). Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina. Inst. Interamericano de Ciencias Agrícolas de la OEA, Costa Rica.
- Fassbender, H.W y Bornemisza, E. 1985. Química de suelos. Edit. IICA, Costa Rica.
- Fergusson, J. E. (1989). The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects. Ed. Pergamon press Great Britain. p 614.
- Flores et al., (1990). Algunos metales pesados en suelos regados con aguas residuales. 1er. Simp. Nac. Deg. del Suelo. Mem. Inst. Geol. UNAM 97 p.
- Flores et al., (1992). Total contents of cadmium, copper, manganese and zinc in agricultural soils irrigated with wastewater from Hidalgo, México. Rev. Int. Contam. Ambient. 8(1), 37-46.
- García, E. (1988). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen, para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. México, D.F.
- García, Z.A.M. (1989). "Estudio del grado de contaminación por Pb, Cd y Cr en suelos y tejidos vegetales por el uso de aguas residuales en los Municipios de Tlaxcoapan, Tlahuelilpan y Atitalaquía, Hgo. (Distrito de Desarrollo Rural 063)". Tesis Lic. FES-Cuatitlán. UNAM. México.
- Gavande, S.A., (1976). Física de suelos, principios y aplicación. 4ta. Reimpresión. Ed. Limusa. México. 351 p

- Goldberg, E.D. (1971). Minor element in sea water, en Chemical Oceanography, Edit. J. P. Riley y G. Skirrow, 1:163-196. Acad. Press Lond.
- González, V.A. (1985). Caracterización edáfica, evaluación de la degradación de los suelos y clasificación agrológica de los mismos en una área del Municipio de Salamanca, Guanajuato. Tesis Biól. Fac. de Ciencias, UNAM.
- Graña M.J., et al., (1991). Fraccionamiento de cobalto en suelos. Suelos y planta Vol. 1 págs. 303-321.
- Gutiérrez, M.E. (1982). Estudio del contenido de iones inorgánicos y sus interacciones en suelos y plantas del Distrito de Riego 03 y 88. Tesis M. en C. Facultad de Química. UNAM 110 p.
- Hernández et al., (1990). Tendencias en la acumulación de metales pesados en los suelos del Distrito de Desarrollo Rural 063, Edo. de Hgo., por efecto del riego con aguas negras. 1er. Simp. Nac. Deg. del Suelo. Mem. Inst. Geol. UNAM. 97 p.
- Hernández S.G., et al., (1991). Dinámica acumulativa de Cd, Co, Cr y Pb en tres series de suelos del Distrito de Desarrollo Rural 063, Edo. de Hgo. Conv. sobre Ev. Geol. de México, Pach., Hgo. Mem. Inst. Geol. UNAM. 244p.
- Hoffman, G.J. (1982). Alleviating salinity stress. En: Modifying the root environment to reduce crop stress. Ed. G.F., Arkim y H.M. Taylor ASAE Monograph 4. St Joseph, Michigan. p. 305-346.
- INEGI, (1981). Atlas Nacional del Medio Físico, México.
- Jackson, M.L., (1966). Química de suelos. Ed. Omega. Barcelona, España.
- Juárez, C.M. (1971). Efectos de los componentes de las aguas negras (Boro y A.B.S.) en el desarrollo de la lechuga y el frijol bajo condiciones de invernadero. Tesis M. en C. C.P., E.N.A. Chapingo, México.

- Kononova, M.M. (1961). Soil organic matter. Its. nature, its role in soil formation and in soil fertility. Ed. Pergamon press. N.Y. 450 p.
- Lagerwerff, J.V. (1971). Uptake of Cadmium, Lead and Zinc by Radish from Soil and Air Soil Sci., 11:129-133.
- Lagerwerff, J.V., and A.W. Specht. (1971). Occurrence of environmental cadmium and zinc, and their uptake by plants. p. 85-93. Proc. 4th Annual Conference on Trace Substances in Environmental Health. Columbia, Mo.
- Lagerwerff, J.V. (1983). Plomo, mercurio y cadmio como contaminantes ambientales. In: Mortvedt J.J., Giordano P.M. y Lindsay W.L. editores. Micronutrientes en agricultura. AGT. Editor México.
- Lindsay, W.L. and Norvell, W.A. (1978). Development of a D.T.P.A. soil test for Zinc, Iron, Manganese and Copper Soil Sci. Soc. AM.J., Vol. 42. p. 421-428.
- López, G.R., (1974). Métodos para análisis físicos y químicos en suelos agrícolas. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Instituto de Investigación de Zonas Desérticas. S.L.P., México.
- Lucas et al., (1983). Condiciones climáticas y de suelo que promueven la deficiencia de micronutrientes en plantas. In: Mortvedt, J.J., Giordano P.M. y Lindsay W.L. editores. Micronutrientes en agricultura. AGT. Editor. México.
- Mahler, H.R. y Cordes, E.H. (1971). Química biológica. Ed. Omega, Barcelona España, 893 p.
- Mascareño, C.F. (1974). "Estudio preliminar sobre contaminación de los suelos y de la producción agrícola en el D.D.R., 063 por el uso de las aguas negras de la Ciudad de México. Tesis de Maestría en Ciencias C.P. Chapingo, México. 144 pp.
- Mejía et al., (1990). Metales pesados en maíz (Zea mays L.) y alfalfa (Medicago sativa) y su correlación con los extractantes en suelos del DDR 063 Hgo.

- Méndez, G.T., (1982). " Estudio sobre contaminación de suelos agrícolas del Valle del Mezquital, Hgo. por A.B.S., Boro y Metales pesados, por el uso de aguas negras de la Ciudad de México ". Tesis profesional (Biólogo). Fac. de Ciencias. UNAM. México, D.F. 118 p.
- Méndez et al., (1988). Contaminación de las aguas negras de la Ciudad de México por boro, ABS y metales pesados. Rev. Terra. Vol. 3, No. 1.
- Méndez et al., (1990). Impacto en los suelos del D.D.R. 063 por el efecto de detergentes, boro, grasas y aceites presentes en las aguas residuales de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. 1er. Simp. Nac. de Deg. del Suelo, Inst. de Geol., UNAM.
- Méndez et al., (1993). Evaluación de la respuesta a la aplicación de diferentes fuentes de fertilización fosfórica en suelos con distinta capacidad de retención de fósforo. En prensa en Contrib. a la Edaf. Mex. Inst. de Geol. UNAM.
- Millar et al., (1981). Fundamentos de la Ciencia del Suelo. C.E.C.S.A., México.
- Moore, D.P. (1983). Mecanismos de captación de micronutrientes por las plantas. In: Mortvedt J.J., Giordano P.M. y Linsay W.L. editores. Micronutrientes en agricultura. AGT. Editor. México
- Moreno, D.R. (1970). "Clasificación del pH del suelo, contenido de sales y nutrientes asimilables". I.N.I.A.-S.A.R.H. Depto. de suelos. México.
- Moreno, D.R. (1970). "Clasificación tentativa sobre la fertilidad del suelo: INIA. Méx. Reporte interno".
- Mortvedt, J.J., et al., (1983). Micronutrientes en agricultura. AGT Editor.
- Munsell, (1975). " Soils Charts ". Munsell Color Co. Maryland. U.S.A.
- Murthy, G.K., and U. Rhea. (1968). Cadmium and Silver content of market milk. J. Dairy Sci. 51: 610-613.

- Nat. Air Poll. Contr. Adm., Public Health Service, US Dept. of HEW. (1970). National Inventory of sources and emissions of cadmium, nickel, and asbestos in 1968, I. W. E. Davis and Assoc., Contract No. CPA 22-69-131, p. 44.
- Nomoto, S. et al., (1971). Isolation of a nickel a_2 - macroglobulin from rabbit serum. Biochemistry 10:1647 - 1651.
- Norvell, W.A. (1983). Equilibrio de los quelatos metálicos. In: Mortvedt J.J., Giordano P.M. y Linsay W.L. editores. Micronutrientes en agricultura. AGT. Editor México.
- Núñez, C.H. (1991). "Diagnóstico y evaluación de los suelos salinos-sódicos de una zona templada en Chalco, Edo. de México". Tesis Lic. Fac. de Ciencias. UNAM. México 78 p.
- Ortega, T.E. (1978). Química de suelos. Colegio de postgraduados. Chapingo. México.
- Ortíz López, J.W.M. (1993). "Aguas residuales de la Ciudad de Morelia, Mich. su impacto en suelos calcimagnésicos y en el establecimiento de cuatro variedades de alfalfa". Tesis Lic. Escuela de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hgo., Mor, Mich. 101 p.
- Price, C.A. (1968). Iron compounds and plant nutrition. Ann. Rev. Plant Physiol. 19:239-248.
- Reeve, R.C., (1965). A method for determining the stability of soil structure based upon air and water permeability measurements, Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 17 pp. 324-329.
- Richards, L.A. (1968). Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Depto. de Agricultura de los E.U. de América. Ed. Limusa, 170 p.
- Rivera, G.F. (1970). Efecto del detergente presente en las aguas de riego sobre el desarrollo de siete cultivos bajo condiciones de invernadero. Tesis M. en C. C. P., E.N.A. Chapingo, México.

- Rosas, et al., (1989). Some aspects of the environmental exposure to chromium residues in México. Water, Air and Soil Pollut. 48, 463-475.
- Ross, R.G., and D.K.R. Stewart, (1969). Cadmium residues in apple fruit and foliage following a cover spray of cadmium chloride. Can. J. Plant Sci. 49: 49-52.
- Rzedowski, Jerzy (1978). La vegetación de México. Ed. Limusa, México.
- Schnitzer, M. (1968). Reactions between organic matter and inorganic soil constituents. Int. Cong. Soil Sci., Trans. 9th (Adelaide, Aust.) 1: 635-644.
- Schroeder, H.A., and J.J. Balassa. (1963). Cadmium: uptake by vegetables from superphosphate by soil. Science 140: 819-820.
- Scrutton, M.C. et al., (1966). Piruvate carboxylase. VI. The presence of tightly bound manganese. J. Biol. Chem. 241:3480 - 3487.
- Segerstrom, Kenneth (1956). Estratigrafía y tectónica del Cenozoico entre México, D.F. y Zimapán, Hgo. XX Cong. Geol. Int. México. Libreto-guía de Excursiones A-3 y C-1, p. 11-22; A-14 y C-6, p. 311-323.
- Siller, L.G. y Martell, A.E. (1974). Stability constants, Spec. Publ. 25 Chemical Society, Londres. Recopilación completa de los productos de solubilidad, constantes de estabilidad y constantes de hidrólisis.
- Singer, M., and L. Hanson. (1969). Lead accumulation in soils near highways in the twin cities metropolitan area. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 33:152-153.
- Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo 1987. Análisis químico para evaluar la fertilidad del suelo: Publicación especial No. 1. Soc. Méx. C. S. 217 p.
- Vergara, G. (1969). Manganeso y hierro en suelos trumaos. Evaluación de métodos de extracción. Tesis Ing. Agr. Santiago, Universidad de Chile.

- Villanueva, F.S. y Botello, V.A. (1992). Metales pesados en la zona costera del Golfo de México y Caribe Mexicano; una revisión. Rev. Int. Contam. Ambient. 8(1), 47-61.
- Vinayak, C.P. et al., (1967). Manganese status in Rajasthan soil. Soil Sci. and Plant Nut. B(6): 201-205.
- Walsh, L.M., (1971). " Instrumental Methods for Analysis of Soil and Plant Tissue ". Soil Sci. Soc. of Amer. inc. Madison, Wisconsin. U.S.A.
- Whitfield M., Turner D.R. y Dickinson A.G. (1981). Speciation of dissolved constituents in estuaries. En: River inputs to ocean systems. Proceedings of UNESCO/IOC/UNEP. Review workshop, 16-19 March, 1979 N.Y., United Nations, pp. 132-188.

Nuestra No.	Profund. cm	SECO	COLOR	NUMERO	DENSIDAD APARENTE g/cm ³	POROSIDAD %	PERMEABILIDAD USGA K (cm/h)	TEXTURA AREA LINDA ACILIA C. TEXTURAL	C.E. mhos/cm	
1	0-20	10785/2 café grisáceo	10782/2 café muy oscuro	1.26	2.26	44.25	0.62 poco permeab.	57.20 36.00 6.70	algajón arenoso	1.60
1	20-40	10785/3 café	7.5784/2 café oscuro	1.09	2.17	49.77	7.56 muy permeab.	67.44 28.00 4.50	algajón arenoso	1.10
2	0-20	10786/1 grís	10782/1 negro	1.05	2.12	50.47	1.62 medio permeab.	51.20 37.24 14.36	franco	0.85
3	0-20	10784/4 café grisáceo oscuro	10781/3 café muy oscuro	1.20	2.11	49.00	4.21 poco permeab.	54.00 34.00 12.00	algajón arenoso	0.53
3	20-40	10786/3 café pálido	10784/3 café oscuro	1.28*	2.40	46.46	6.36 muy permeab.	62.00 32.00 6.00	algajón arenoso	1.00
3	40-60	10787/3 café muy pálido	10783/3 café muy oscuro	1.26	2.36	46.40	3.44 medio permeab.	48.00 34.00 12.00	algajón arenoso	1.20
4	0-20	10787/1 café muy pálido	10781/4 café muy oscuro	1.13	2.10	48.11	4.83 poco permeab.	54.00 30.00 10.36	algajón arenoso	1.00
4	20-40	10786/2 café caféscuro claro	10782/2 café muy oscuro	1.15	2.10	36.11	0.83 poco permeab.	59.44 30.00 10.56	algajón arenoso	1.45
5	0-20	10784/2 café grisáceo oscuro	10782/1 negro	1.08	2.11	49.70	1.04 poco permeab.	46.76 30.00 6.00	algajón arenoso	0.72
5	20-40	10784/4 café grisáceo oscuro	5781.5/2 café rojizo oscuro	1.19	2.07	44.79	1.35 poco permeab.	44.20 40.00 13.18	franco	1.05
6	0-20	10784/4 café amarillento claro	10783/3 café oscuro	1.19	2.37	49.79	1.21 medio permeab.	38.00 56.00 4.00	algajón arenoso	1.30
6	20-40	10786/3 café pálido	10783/2 café grisáceo muy oscuro	1.16	2.11	44.79	1.23 medio permeab.	46.72 40.00 13.18	franco	1.05
7	0-20	10785/2 café grisáceo	10783/1 café grisáceo	1.13	2.10	45.35	1.13 medio permeab.	55.44 32.00 12.54	algajón arenoso	0.56
7	20-40	10783/2 café grisáceo	5782.5/3 café rojizo oscuro	1.12	2.10	45.95	3.11 medio permeab.	55.44 32.00 12.54	algajón arenoso	0.50
8	0-20	10785/2 café	7.5783/2 café oscuro	1.03	2.19	50.46	2.43 medio permeab.	26.28 40.00 10.72	algajón arenoso	0.73
8	20-40	10785/2 café	10785/2 café grisáceo muy osc.	1.19	2.37	53.50	6.04 muy permeab.	52.20 38.00 8.70	algajón arenoso	0.55
9	0-20	7.5783/2 café oscuro	7.5783/2 café oscuro	1.19	2.17	45.16	2.99 medio permeab.	34.00 48.00 18.00	franco	0.82
9	20-40	10785/3 café	10782/2 café muy oscuro	1.18	2.26	48.78	2.54 medio permeab.	54.00 40.00 8.00	algajón arenoso	0.48
9	40-60	10785/3 café	7.5783/2 café oscuro	1.24	2.05	39.51	4.34 muy permeab.	62.40 32.00 5.40	algajón arenoso	1.10
10	0-20	10785/3 café	10785/2 café oscuro	1.28	2.39	47.28	3.29 permeable	72.20 22.00 4.70	algajón arenoso	0.76
10	20-40	10785/3 café	10782/2 café muy oscuro	1.21	2.27	46.20	5.10 permeab.	43.40 34.00 30.40	franco	1.55
11	0-20	7.5784/2 café oscuro	10782/2 café muy oscuro	1.27	2.72*	54.79	10.77 muy permeab.	63.00 33.00 6.00	algajón arenoso	0.81
11	20-40	10786/2 café grisáceo oscuro	10782/2 café muy oscuro	1.15	2.15	46.21	1.94 medio permeab.	32.40 34.00 11.40	algajón arenoso	1.20
13	0-20	10786/3 café pálido	10783/3 café oscuro	1.05	2.33	50.47	11.64 muy permeab.	27.40 55.00 17.40	algajón arenoso	1.05
13	20-40	10785/3 café	10782/4 café amarillento oscuro	1.11	2.15	45.61	2.59 medio permeab.	29.90 54.00 17.10	algajón arenoso	1.27
13	40-60	10785/3 café	10782/2 café muy oscuro	1.10	2.39	57.26	10.80 muy permeab.	52.00 37.00 11.00	franco	0.87
14	0-20	10786/2 café grisáceo oscuro	10783/2 café grisáceo muy oscuro	1.04	2.03	46.55	2.49 medio permeab.	26.00 50.00 24.00	algajón arenoso	1.05
14	20-40	7.5785/2 café	5781/2 café rojizo oscuro	1.21	2.19	44.75	8.11 muy permeab.	43.00 37.00 3.70	algajón arenoso	1.56
15	0-20	7.5785/2 café	10782/2 café muy oscuro	1.15	2.08	44.47	0.80 poco permeab.	42.00 42.00 12.10	algajón arenoso	1.15
16	0-20	10785/2 café	10782/1 negro	1.14	1.86	38.44	0.41 impermeable	43.00 47.00 12.00	franco	1.10
16	20-40	10785/2 café grisáceo	10783/2 café grisáceo muy oscuro	1.15	2.06	44.17	1.27 medio permeab.	53.00 37.00 10.00	algajón arenoso	1.24
17	0-20	7.5785/2 café	10783/2 café grisáceo	1.15	2.08	44.47	0.80 poco permeab.	42.00 42.00 12.10	algajón arenoso	1.10
17	20-40	10786/3 café pálido	10783/2 café grisáceo muy oscuro	1.21	2.39	49.16	2.44 medio permeab.	42.00 39.00 19.00	franco	1.65
17	40-60	10786/3 café pálido	10783/3 café oscuro	1.25	2.39	46.14	2.77 medio permeab.	52.00 39.00 8.50	franco	1.30
18	0-20	10785/2 café grisáceo	10782/2 café muy oscuro	1.17	2.12	44.46	4.63 permeable	34.00 46.00 16.00	algajón arenoso	0.83
18	20-40	10785/2 café	10783/3 café oscuro	1.14	2.07	44.69	2.18 medio permeab.	57.50 37.00 5.50	algajón arenoso	0.79
19	0-20	10786/4 café amarillento claro	10784/3 café oscuro	1.20	2.36	48.52	5.40 permeable	50.00 40.00 10.00	franco	1.00
19	20-40	10787/3 grís muy pálido	10784/2 café oscuro	1.25	2.19	47.70	2.44 medio permeab.	46.72 40.00 3.28	algajón arenoso	0.89
20	0-20	7.5786/2 grís caféscuro claro	10782/2 café grisáceo muy oscuro	1.25	2.53	50.59	3.81 poco permeab.	42.00 46.00 12.00	franco	1.00
20	20-40	10786/2 café grisáceo	10786/2 café muy oscuro	1.24	2.22	43.24	3.03 medio permeab.	57.40 33.00 9.40	algajón arenoso	1.20
21	0-20	7.5785/3 café	10782/2 café muy oscuro	1.09	2.03	44.20	0.29 impermeable	47.40 40.00 12.40	franco	1.40
21	20-40	7.5785/2 café	10782/2 café muy oscuro	1.02	2.03	51.40	3.21 medio permeab.	47.40 40.00 12.40	franco	1.40
22	0-20	7.5785/2 café	5781.5/2 café rojizo oscuro	1.02	2.17	44.40	4.41 permeab.	54.72 36.00 9.20	algajón arenoso	0.92
23	0-20	7.5785/2 café	10782/1 negro	1.08	2.17	45.18	2.00 medio permeab.	24.70 57.00 22.40	algajón arenoso	0.84
23	20-40	10786/2 caféscuro claro	10782/1 negro	0.99	2.55	50.55	12.83 muy permeab.	59.44 33.00 8.56	algajón arenoso	1.25
24	0-20	7.5785/2 café	10782/1 negro	1.09	2.18	51.37	8.03 muy permeab.	40.00 57.00 22.40	franco	1.50
24	20-40	7.5784/2 café oscuro	10784/4 café rojizo oscuro	1.24	2.34	47.00	7.89 muy permeab.	57.50 36.00 4.50	algajón arenoso	0.49
25	0-20	10785/3 café	10784/2 café muy oscuro	1.09	2.04	47.36	6.10 muy permeab.	57.44 36.00 10.00	algajón arenoso	1.30
25	20-40	7.5784/2 café oscuro	10784/2 café amarillento oscuro	1.09	2.40	36.23	1.33 medio permeab.	34.00 36.00 10.50	algajón arenoso	1.50
26	0-20	10785/2 café	10783/2 café grisáceo muy oscuro	1.07	2.07	45.62	3.99 permeable	45.00 40.00 12.70	algajón arenoso	0.76
26	20-40	10786/3 café pálido	10782/2 café muy oscuro	1.07	2.07	49.07	1.43 medio permeab.	42.00 40.00 12.70	franco	0.89
27	0-20	10785/3 café	10783/3 café muy oscuro	1.13	2.12	46.70	3.60 medio permeab.	29.00 56.00 20.00	algajón arenoso	1.10
28	0-20	10785/2 café grisáceo	10782/1 negro	1.12	2.04	44.83	0.15 impermeable	42.00 44.00 14.00	franco arenoso	0.98
28	20-40	10786/1 grís oscuro	5781.5/2 café rojizo oscuro	1.07	2.39	50.02	1.33 medio permeab.	41.00 42.00 16.56	franco	0.84
29	0-20	10786/1 grís	10782/1 negro	1.12	2.08	41.25	0.18 impermeable	42.00 42.00 27.10	franco	0.95
29	20-40	10786/2 café caféscuro claro	10783/2 café grisáceo muy oscuro	1.10	2.04	45.83	0.64 poco permeab.	52.00 34.00 14.00	franco	0.53
30	0-20	10786/2 café caféscuro claro	10782/2 café muy oscuro	1.17	2.55	54.12	0.34 impermeable	31.00 46.00 21.00	franco	1.05
30	20-40	10786/2 café caféscuro claro	10783/2 café grisáceo muy osc.	1.12	2.05	54.12	1.01 poco permeab.	54.90 36.00 11.10	algajón arenoso	1.10

Tabla 1. Características físicas de 30 suelas a dos profundidades de los lav Avenidas y el Colector central de Pachaca. 1960.

suelas del transecto Tóiles - Pachaca royados con aguas residuales del Río de

Muestra No.	Profund., cm	pH H ₂ O 1:2.5	BASES INTERCAMBIABLES					C.I.C.T.	M.n.	N.T.	P P-P.M.	CATIONES Y ANIONES SOLUBLES							
			Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ meq/100g	K ⁺	CO ₃ ²⁻ meq/l					HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	P.S.T				
1	0-30	7.80	11.50*	8.00	2.56	1.00	30.00	1.05	0.11	5.25	6.40	0.10	8.96	0.33	-	7.20	5.80	11.65	8.50
	30-60	8.20	12.00	11.00	1.93	0.67	28.90	0.79	0.11	1.40	4.00	2.40	6.95	0.27	-	3.60	2.40	9.25	6.60
2	0-30	7.60	23.00	5.00	1.80	1.00	31.70	1.78	0.19	39.48	2.20	2.60	2.91	0.35	-	3.60	2.10	6.17	5.60
	30-60	8.07	23.00	6.00	1.74	0.77	30.43	0.43	0.14	16.25	3.95	1.50	2.85	0.15	-	2.40	1.10	5.70	7.10
3	0-30	8.20	32.00	6.00	1.26	0.69	15.90	1.15	0.07	5.24	6.40	1.60	3.60	0.81	-	4.80	2.00	8.05	7.90
	30-60	8.10	46.00	6.00	1.52	0.82	14.30	0.85	0.08	16.81	2.80	26.60*	7.39	0.86	-	2.60	7.00	25.40*	10.60
4	0-30	7.80	14.00	11.00	3.00	7.25	32.00	1.70	0.36	10.60	2.80	5.20	8.10	0.58	-	5.80	4.00	13.00	9.30
	30-60	7.78	14.00	13.00	3.52	2.24	32.00	1.51	0.08	11.40	3.80	2.20	10.80	0.37	-	3.80	4.00	11.50	11.70
5	0-30	7.30	20.00	11.00	1.43	0.97	27.40	2.80	0.16	10.08	3.40	4.60	1.90	0.27	-	3.60	1.70	3.00	5.20
	30-60	6.70*	22.00	7.00	1.43	0.77	34.10	1.43	0.13	33.04	2.40	2.00	7.73	0.11	-	1.80*	1.00	2.50	4.10
6	0-30	8.30	55.00*	2.00	1.80	0.67	19.00	0.93	0.08	11.40	3.80	2.60	7.57	2.44*	-	6.00	2.70	15.00	9.40
	30-60	8.00	24.00	12.00	2.32	1.05	21.70	1.07	0.12	10.15	3.40	4.20	7.73	0.38	-	3.60	2.70	11.99	10.60
7	0-30	7.39	18.00	7.00	1.21	1.11	22.60	1.71	0.15	19.60	2.80	2.60	7.56	0.30	-	2.80	1.70	0.51	5.10
	30-60	7.20	16.00	6.90	1.20	1.13	22.30	1.60	0.14	19.00	2.70	2.50	7.46	0.30	-	2.90	1.80	0.50*	5.30
8	0-30	7.90	44.00	6.00	7.02*	1.99	27.40	2.21	0.17	12.04	2.80	2.20	3.04	0.16	-	3.20	2.50	5.14	27.60*
	30-60	8.60	29.00	1.00	1.26	0.23	21.70	1.30	0.12	25.20	3.20	2.60	1.60	0.15	-	2.40	0.60	2.23	3.80*
9	0-30	7.90	30.00	9.00	1.08*	0.85	27.40	2.74	0.17	14.00	5.80	3.20	1.33	0.38	-	4.80	1.50	6.68	3.90*
	30-60	8.03	26.00	8.00	1.21	0.45	19.60	1.30	0.09	8.82	3.40	4.40	1.18	0.14	-	6.00	0.60*	3.25	4.10
10	0-30	7.80	17.00	4.00	1.23	0.67	14.30	0.36*	0.09	10.50	7.40	3.80	3.83	0.47	-	4.80	1.90	5.83	8.80
	30-60	7.70	18.00	1.00	1.15	0.38	13.00	1.07	0.07	5.25	5.00	1.80	1.65	0.35	-	4.80	0.90	5.65	8.80
11	0-30	7.50	22.00	9.00	1.43	1.15	22.60	2.72	0.18	23.52	6.40	5.00	3.65	0.77	-	4.80	3.30	1.88	6.30
	30-60	7.70	14.00	7.00	1.43	0.88	18.70	1.28	0.11	20.50	3.40	2.60	3.13	0.40	-	3.60	1.70	1.71	7.60
12	0-30	8.00	44.00	7.00	1.87	0.93	28.30	1.58	0.10	14.00	7.40	3.60	3.83	0.47	-	4.80	2.40	7.37	6.40
	30-60	8.10	24.00	13.00	1.56	0.16	21.70	1.00	0.10	5.88	5.60	3.20	3.73	0.20	-	4.80	1.40	4.63	7.10
13	0-30	7.30	21.00	10.00	1.80	1.68	27.40	2.71	0.25	30.10	7.20	2.60	4.95	0.72	-	6.00	2.90	0.57	6.50
	30-60	7.60	25.00	8.00	1.87	0.15	28.90	1.72	0.14	5.74	4.20	1.60	3.73	0.25	-	3.20	2.60	3.08	6.40
14	0-30	7.90	26.00	8.00	1.74	1.52	29.10	2.56	0.19	10.04	6.80	3.40	2.74	0.56	-	6.00	2.90	6.68	5.90
	30-60	8.10	17.00	7.00	1.56	1.13	17.40	0.86	0.13	5.74	2.20	2.20	2.52	0.24	-	3.60	1.60	3.77	8.80
15	0-30	8.00	40.00	10.00	2.65	1.15	40.00	2.40	0.05	10.00	3.20	2.80	4.95	0.32	-	6.20	3.60	2.64	6.60
	30-60	8.00	40.00	12.00	2.65	1.70	29.10	1.72	0.08	12.00	3.00	3.00	5.21	0.20	-	2.80	1.00	1.10	11.50
16	0-30	7.80	20.00	9.00	1.54	1.43	27.40	1.77	0.15	22.40	2.60	9.40	2.83	0.59	-	2.80	6.10	4.63	5.60
	30-60	7.90	20.00	11.00	2.56	1.63	28.30	1.22	0.11	1.40	2.80	3.20	2.52	0.30	-	4.80	2.00	7.20	9.60
17	0-30	7.90	30.00	10.00	1.74	0.59	21.70	0.93	0.14	26.32	7.40	4.60	8.00	0.64	-	7.40	5.40	3.25	7.90
	30-60	8.10	26.00	9.00	1.83	0.59	15.60	1.43	0.12	34.30	4.60	2.80	3.34	0.25	-	6.00	1.30	4.80	5.90
18	0-30	7.90	25.00	9.00	1.56	0.35	26.10	1.18	0.09	19.46	6.20	2.00	1.29	0.41	-	3.60	1.20	2.06	7.10
	30-60	8.00	17.00	10.00	0.51	23.50	1.00	0.08	2.80	6.80	2.60	6.80	2.60	0.20	-	3.60	1.80	6.51	12.80
19	0-30	8.20	39.00	8.00	1.39	0.31*	8.50*	0.63	0.03*	1.68	4.60	2.20	3.73	0.33	-	2.40	1.80	8.74	14.80
	30-60	8.20	40.00	11.00	1.83	0.77	17.60	1.18	0.11	8.54	5.80	2.60	3.83	0.42	-	3.60	2.30	8.22	9.20
20	0-30	7.50	30.00	10.00	1.52	0.82	19.60	0.57	0.10	8.12	3.20	2.40	3.18	0.20	-	3.80	1.80	2.44	7.20
	30-60	7.50	30.00	15.00	2.63	2.79*	40.00*	1.78	0.34	41.40*	2.20	2.20	9.57	1.03	-	6.00	1.00	6.51	11.50
21	0-30	7.50	30.00	12.00	2.43	2.60	38.80	1.60	0.32	41.30	5.30	2.10	8.60	1.10	-	5.60	3.40	4.60	6.20
	30-60	7.40	22.00	7.00	2.56	1.42	25.20	3.46*	0.34	37.80	6.40	5.00	9.13	0.64	-	7.20	3.30	7.02	10.10
22	0-30	7.80	16.00	8.00	1.80	0.15	11.70	1.94	0.14	37.80	6.40	0.60	1.17	0.20	-	4.80	2.50	5.14	12.90
	30-60	8.10	26.00	7.00	3.64	2.67	34.10	2.95	0.33	8.54	4.80	2.20	5.78	0.44	-	6.00	2.90	3.84	8.90
23	0-30	8.20	24.00	6.00	5.43	2.04	31.70	1.94	0.26	13.70	2.20	5.80	9.57	0.51	-	4.80	2.40	12.17	17.10
	30-60	7.60	21.80	6.00	5.43	1.15	28.90	2.66	0.16	15.68	6.80	4.40	7.35	0.86	-	4.80	3.20	10.97	6.90
24	0-30	8.10	35.00	4.00	1.87	0.82	32.60	1.23	0.10	17.00	3.40	2.80	3.18	0.20	-	9.60	1.80	6.51	8.20
	30-60	8.10	20.00	4.00	1.87	0.82	28.90	1.22	0.18	16.96	3.80	5.20	1.78	0.69	-	4.80	9.00*	8.40	8.00
25	0-30	8.10	13.00	14.00	3.45	2.56	27.40	1.14	0.16	4.55	2.40	1.80	8.34	0.61	-	4.80	2.20	7.20	12.50
	30-60	7.70	20.00	7.00	3.47	2.18	30.00	3.24	0.24	39.48	2.60	1.40	5.91	0.79	-	6.00	3.30	4.11	8.80
26	0-30	7.70	16.00	6.00	2.39	1.93	28.90	1.74	0.15	8.20	2.80	1.50	5.17	0.60	-	2.80	6.80	6.51	6.20
	30-60	8.00	31.00	8.00	2.00	1.27	28.30	3.04	0.25	29.20	5.40	2.60	1.78	0.69	-	8.40	2.80	8.74	7.00
27	0-30	7.80	26.00	8.00	3.04	1.15	32.60	1.57	0.13	1.68	2.80	2.00	5.34	0.22	-	7.20	1.10	7.71	9.30
	30-60	8.10	35.00	14.00	1.13	1.68	34.10	1.74	0.14	20.16	3.60	1.80	6.14	0.20	-	3.60	1.80	6.51	9.10
28	0-30	7.80	26.00	7.00	2.32	1.47	28.90	1.22	0.18	16.96	3.80	5.20	1.78	0.69	-	4.80	1.10	6.85	6.40
	30-60	8.10	36.00	11.00	3.69	1.05	39.10	1.30	0.14	0.56*	2.40	1.60	6.52	0.12	-	3.60	1.10	6.85	6.40
29	0-30	7.90	19.00	9.00	2.69	1.33	30.00	2.10	0.14	36.58	2.60	1.60	7.56	0.43	-	6.00	2.50	5.65	9.60
	30-60	8.30	23.00	8.00	2.89	1.12	26.10	1.52	0.14	14.00	1.20	16.60	3.26	0.33	-	3.60	1.50	4.11	8.80
30	0-30	7.60	23.00	1.00	2.89	1.12	26.10	2.03	0.13	30.32	2.00	2.00	7.31	0.37	-	4.60	1.10	11.50	11.60
	30-60	7.70	23.00	4.00	3.30	1.73	26.10	1.16	0.11	3.08	1.60	2.40	5.74	0.25	-	4.70	2.90	4.28	12.60

Tabla 2. Características químicas de 30 muestras a dos profundidades de los suelos del transecto Tóiles-Pachuca regados con aguas residuales del Río de las Averías y el Colector Central de Pachuca, Hno. (*) Valores máximos y mínimos.

Muestra No.	Profund. cm	Fe	Cu	Mn	Zn	Pb	Cr	Co	Ni	Cd
ppm.										
1	0-30	1.63	2.87	61.87	32.66	0.00	0.00	0.31	0.88	0.88
	30-60	1.30	0.18	9.66	11.29	3.85	0.73	0.62	0.00	0.19
2	0-30	1.96	1.42	21.00	16.13	3.85	0.00	1.24	2.65	0.63
	30-60	1.30	0.35	9.10	1.43	2.56	0.00	0.93	0.88	0.19
3	0-30	1.63	0.18	47.25	24.19	1.28	0.00	1.24	0.00	1.26
	30-60	0.65	0.35	17.61	7.46	1.28	0.73	0.31	0.88	0.63
4	0-30	1.63	0.45	30.00	1.50	2.70	0.73	1.30	3.00	0.40
	30-60	1.63	0.35	10.57	0.41*	2.56	0.73	0.93	2.65	0.19
5	0-30	0.33	0.35	32.25	2.62	1.28	0.00	0.00*	0.00*	0.19
	30-60	0.33	0.18*	16.36	0.94	0.00	0.00	0.93	2.65	0.13*
6	0-30	0.65	0.53	16.50	3.77	1.28	0.00	0.00	0.00	0.31
	30-60	0.98	2.48	62.62	23.39	2.56	0.73	1.24	0.00	0.95
7	0-30	1.30	4.08	39.75	18.11	1.28	0.00	0.00	3.54*	0.82
	30-60	2.40	7.07	61.30	40.11	0.70	0.00	0.00	2.70	0.95
8	0-30	0.33	1.42	47.62	43.95	2.56	0.73	0.62	2.21	1.45
	30-60	0.33	12.41	45.00	53.22	20.50	0.00	1.55*	2.65	3.53
9	0-30	0.98	3.19	63.00	48.39	2.56	0.00	0.00	0.00	2.52
	30-60	0.98	6.20	31.12	41.13	21.80*	0.00	0.62	2.65	3.28
10	0-30	2.29	4.43	82.50	104.80	2.56	0.00	1.24	2.63	2.08
	30-60	8.17*	14.18	87.37*	155.20*	3.85	0.73	0.31	1.33	2.77
11	0-30	2.29	3.37	85.12	45.16	2.56	0.73	0.31	1.77	2.77
	30-60	4.90	1.77	46.12	20.56	5.13	0.00	0.62	0.00	0.38
12	0-30	1.63	1.06	59.25	24.19	0.00	0.73	0.62	1.77	1.51
	30-60	0.65	5.32	81.37	82.66	2.56	1.47*	0.00	3.09	3.91*
13	0-30	0.98	2.84	54.37	38.31	5.13	0.73	0.00	2.65	1.90
	30-60	0.98	11.17	42.00	45.56	12.80	0.73	0.00	2.65	2.20
14	0-30	0.98	3.55	75.37	56.45	3.85	0.73	0.62	0.00	1.26
	30-60	6.20	1.77	37.87	13.81	3.85	0.73	0.00	0.88	0.57
15	0-30	0.65	0.89	27.37	13.81	3.85	0.00	0.93	0.00	0.63
	30-60	1.30	0.35	11.36	1.31	2.56	0.00	0.00	0.88	0.13
16	0-30	0.98	0.53	33.37	2.58	3.85	0.00	0.62	1.77	0.31
	30-60	0.65	0.35	17.61	1.02	2.56	0.73	0.00	2.21	0.19
17	0-30	0.33	0.53	51.00	29.03	1.28	0.73	0.93	1.33	1.07
	30-60	0.65	0.53	36.75	21.37	1.28	0.73	0.93	3.54	1.00
18	0-30	0.98	0.53	62.25	41.13	3.85	0.00	0.93	2.21	1.00
	30-60	3.27	1.24	16.13	5.45	2.56	0.00	0.31	3.54	0.25
19	0-30	0.98	0.35	10.74	5.86	2.56	0.73	0.31	0.88	0.44
	30-60	0.98	0.35	1.02*	2.86	2.56	0.73	0.00	0.88	0.19
20	0-30	3.60	0.35	22.50	4.71	0.00	0.73	0.62	0.00	0.32
	30-60	5.55	11.35	40.12	22.18	1.28	0.73	0.62	1.33	0.44
21	0-30	0.65	11.35	30.37	20.97	1.28	0.00	0.93	0.88	0.57
	30-60	1.40	12.40	31.28	47.80	1.28	0.00	0.93	0.88	0.57
22	0-30	0.65	16.13	41.25	26.21	2.56	0.00	0.31	1.77	0.57
	30-60	1.63	5.38	30.00	4.51	1.28	0.00	1.24	1.77	0.19
23	0-30	1.63	6.99	23.25	27.82	2.56	0.00	0.93	2.65	1.10
	30-60	0.98	0.54	10.57	2.10	1.28	0.00	0.62	1.77	0.19
24	0-30	1.30	17.92*	84.37	53.22	5.13	0.73	0.31	2.21	1.77
	30-60	1.30	3.58	24.43	13.07	2.56	0.00	0.93	2.21	0.38
25	0-30	1.96	4.84	35.25	15.30	1.28	0.00	0.93	1.77	0.38
	30-60	0.98	0.36	10.57	1.64	2.56	0.00	0.93	0.00	0.13
26	0-30	1.30	6.09	44.25	15.74	1.28	0.00	0.62	1.77	0.25
	30-60	1.63	2.87	28.87	4.30	1.28	0.00	0.93	2.65	0.25
27	0-30	0.98	2.51	50.62	36.29	0.00	0.00	0.93	0.00	1.45
	30-60	0.65	0.90	13.07	5.10	3.85	0.00	0.00	0.00	0.44
28	0-30	0.00	1.43	14.89	4.80	2.56	0.00	1.24	0.44	0.19
	30-60	0.00*	0.54	4.10	1.02	0.00	0.73	0.31	0.00	0.13
29	0-30	1.30	1.43	17.27	2.58	2.56	0.00	0.93	3.54	0.19
	30-60	0.65	0.54	8.52	1.72	0.00	0.00	0.93	2.21	0.19
30	0-30	2.61	1.43	19.09	1.76	1.28	0.00	0.62	0.00	0.19
	30-60	2.29	0.72	12.61	0.41	0.00*	0.00*	0.93	0.88	0.19

Tabla 3. Metales pesados extractables con una solución ácida (0.075N) de los suelos del Transecto Téllez-Pachuca, Hgo. regados con aguas residuales de la Ciudad de Pachuca. (*) Valores máximos y mínimos.

Muestra No.	Profund. cm	Fe	Cu	Mn	Zn	Pb	Cr	Co	Ni	Cd
		ppm.								
1	0-30	8.30	6.70	15.30	12.20	17.20	0.04	0.60	0.60	0.62
	30-60	5.40	1.50	4.50*	2.10	4.40	0.04	0.60	0.60	0.12
2	0-30	17.00	8.30	16.00	10.60	23.00	0.08	0.50	1.20	0.45
	30-60	5.30	1.20	7.80	1.20	2.50	0.04	0.60	0.90	0.12
3	0-30	13.60	6.30	7.60	39.30	30.50	0.08	0.40	0.60	1.80
	30-60	7.20	4.20	6.40	35.40	17.80	0.04	0.50	0.40	1.10
4	0-30	12.50	0.90	15.20	1.20	3.10	0.08	0.50	1.70	1.20
	30-60	6.60	0.70*	13.10	0.80*	1.60*	0.04*	0.30	1.30	0.09
5	0-30	12.30	4.60	32.00	1.80	3.10	0.08	0.90	1.60	0.12
	30-60	56.70	4.10	29.40	5.50	10.20	1.30	0.60	7.70*	0.50
6	0-30	32.90	64.90	9.80	49.70	43.30	0.04	0.30	0.40	1.90
	30-60	20.20	44.00	9.80	16.80	28.70	0.04	0.60	0.70	0.70
7	0-30	14.40	11.80	39.00	12.20	27.90	0.04	0.60	1.40	0.90
	30-60	12.40	9.70	32.00	10.10	26.70	0.04	0.60	0.80	0.80
8	0-30	11.30	69.60	12.50	42.90	118.80	0.08	0.50	0.80	2.40
	30-60	8.30	23.20	9.80	20.40	126.00	0.08	0.70	0.50	2.30
9	0-30	8.80	39.90	9.80	29.50	102.30	0.08	0.70	0.50	1.70
	30-60	6.50	25.30	6.60	20.70	166.20	0.04	0.70	0.60	1.80
10	0-30	10.20	8.40	29.30	33.00	22.50	0.08	0.70	0.60	0.90
	30-60	11.10	10.20	5.90	40.60	21.80	0.04	0.50	0.20*	1.00
11	0-30	14.00	12.80	41.60	23.60	29.80	0.08	0.20	0.60	1.00
	30-60	9.70	5.40	15.50	10.80	11.90	0.04	0.30	0.60	0.30
12	0-30	14.40	45.80	41.40	37.90	65.70	0.08	0.50	0.60	2.30
	30-60	11.10	78.60*	9.30	70.70	97.80	0.08	0.40	0.70	3.00
13	0-30	11.70	57.70	18.90	35.00	102.30	0.08	0.20*	0.60	2.50
	30-60	9.80	26.60	14.10	22.50	124.20	0.04	0.70	0.90	1.60
14	0-30	10.60	15.30	14.10	29.70	38.00	0.04	0.50	0.60	0.80
	30-60	10.30	3.60	14.70	6.70	11.50	0.04	0.50	1.10	0.30
15	0-30	10.80	10.30	17.30	19.10	19.60	0.04	0.40	1.50	0.50
	30-60	6.80	1.60	29.30	1.40	20.80	0.04	0.40	1.20	0.13
16	0-30	8.50	3.60	27.90	2.40	5.80	0.08	0.40	1.60	0.35
	30-60	7.10	2.10	14.70	1.50	5.10	0.08	0.60	1.80	0.10
17	0-30	28.40	21.70	21.50	24.40	58.00	0.04	0.60	0.90	2.20
	30-60	23.40	14.90	9.80	37.30	34.50	0.08	0.70*	0.60	1.70
18	0-30	16.70	2.00	12.80	34.40	36.80	0.04	0.20	1.30	1.00
	30-60	10.70	4.50	8.00	4.10	7.70	0.08	0.60	0.60	0.12
19	0-30	59.90*	55.30	47.00*	73.90*	493.10*	1.60*	0.20	7.40	9.10*
	30-60	22.20	5.40	10.60	45.00	28.80	0.04	0.30	0.90	1.70
20	0-30	17.40	10.20	13.60	33.00	28.30	0.08	0.70	0.50	1.40
	30-60	9.00	2.40	8.80	5.30	6.00	0.08	0.20	0.60	0.20
21	0-30	17.40	77.50	27.50	21.70	23.00	0.04	0.30	1.30	0.60
	30-60	14.40	70.30	25.30	19.60	22.00	0.04	0.30	1.20	0.40
22	0-30	11.80	67.00	39.00	21.00	24.80	0.04	0.40	1.40	0.70
	30-60	6.70	22.10	26.10	3.80	4.20	0.04	0.50	1.00	0.20
23	0-30	9.70	56.80	14.10	20.50	29.60	0.08	0.50	0.80	0.80
	30-60	7.00	4.70	7.80	3.20	4.70	0.08	0.50	1.10	0.20
24	0-30	8.20	49.60	18.70	34.00	41.20	0.04	0.60	1.20	1.00
	30-60	7.00	10.00	7.50	5.70	10.00	0.04	0.30	0.80	0.20
25	0-30	12.80	16.80	20.30	10.00	7.20	0.08	0.30	0.90	0.20
	30-60	6.60	3.90	8.00	3.10	2.80	0.04	0.60	0.50	0.10
26	0-30	12.50	32.70	32.80	10.70	13.50	0.08	0.60	1.30	0.40
	30-60	12.00	10.60	23.10	3.60	5.50	0.04	0.40	1.60	0.20
27	0-30	12.50	63.60	12.00	46.70	50.10	0.04	0.40	0.60	1.70
	30-60	9.20	10.70	8.40	6.40	11.70	0.04	0.70	0.80	0.70
28	0-30	8.40	12.10	10.90	6.40	5.60	0.04	0.70	0.40	0.20
	30-60	4.60*	2.30	5.80	1.00	3.30	0.08	0.40	0.90	0.10
29	0-30	12.30	5.40	13.70	3.00	10.00	0.08	0.40	1.30	0.20
	30-60	12.70	3.90	11.70	2.10	14.00	0.08	0.40	1.30	0.20
30	0-30	12.80	4.80	14.70	1.60	4.70	0.04	0.80	1.30	0.10
	30-60	7.40	2.30	13.11	0.80	3.50	0.04	0.40	1.30	0.05*

Tabla 4. Metales pesados extractables con D.T.P.A. de los suelos del Transecto Téllez-Pachuca, Hgo. regados con aguas residuales de la Ciudad de Pachuca. (*) Valores máximos y mínimos.

P R O P I E D A D	V A L O R E S			\bar{X}
		MAX.	MIN.	
	Seco	café		
C O L O R	Húmedo	café muy oscuro		
DENSIDAD g/cm ³	Aparente	1.28	0.96	1.15
	Real	2.72	1.80	2.19
P O R O S I D A D %		57.36	36.11	47.05
PERMEABILIDAD K(cm/h) USDA		13.85	0.15	3.31
C. TEXTURAL	Migajón arenoso		Franco	
C . E . mmhos/cm ³		2.75	0.42	1.06

Tabla 5. Variaciones de las propiedades físicas de sitios, a dos profundidades, regados con aguas residuales del Río de las Avenidas y el Colector Central de Pachuca, Hidalgo.

		MAXIMO	MINIMO	PROMEDIO
pH		8.30	6.70	7.84
C.E.	mmhos.	2.75	0.42	1.06
Ca ²⁺	meq/100 g	55.00	11.50	25.70
Mg ²⁺	" " "	35.00	7.00	8.47
Na ⁺	" " "	7.02	1.08	1.71
K ⁺	" " "	2.79	0.31	1.21
C.I.C.T.	" " "	40.90	8.50	28.51
M.O	%	3.46	0.36	1.62
N.T.	"	0.36	0.03	0.15
P asim.	p.p.m.	43.40	0.56	16.58
Ca ²⁺	meq/l	7.40	1.20	4.10
Mg ²⁺	" "	26.60	0.00	3.39
Na ⁺	" "	10.00	1.18	5.07
K ⁺	" "	2.44	0.12	0.48
CO ₃ ²⁻	" "	0.00	0.00	0.00
HCO ₃ ⁻	" "	9.60	1.80	4.71
Cl ⁻	" "	9.00	0.60	2.80
SO ₄ ²⁻	" "	25.40	0.50	6.43

Tabla 6. Valores máximos, mínimos y promedios de las propiedades químicas de 30 sitios del Municipio de Pachuca, Hgo, a dos profundidades, regados con aguas residuales del Río de las Avenidas y el Colector Central de Pachuca.

		MAXIMO	MINIMO	PROMEDIO
Fe	p.p.m.	8.17	0.00	1.55
Cu	"	17.92	0.18	3.48
Mn	"	87.37	1.02	35.70
Zn	"	155.20	0.41	23.25
Pb	"	21.80	0.00	2.96
Cr	"	1.47	0.00	0.29
Co	"	1.55	0.00	0.62
Ni	"	3.54	0.00	1.50
Cd	"	3.91	0.13	0.89

Tabla 7. Contenidos máximos, mínimos y valores promedio de metales pesados extraídos con una solución ácida 0.075 N en 30 sitios del Municipio de Pachuca, Hidalgo a dos profundidades regados con aguas residuales del Río de las Avenidas y el Colector central de Pachuca.

		MAXIMO	MINIMO	PROMEDIO
Fe	p.p.m.	59.90	4.60	13.32
Cu	"	78.60	0.70	20.78
Mn	"	47.00	4.50	17.39
Zn	"	73.90	0.80	18.82
Pb	"	493.10	1.60	38.58
Cr	"	1.60	0.04	0.10
Co	"	0.70	0.20	0.59
Ni	"	7.70	0.20	1.14
Cd	"	9.10	0.05	0.98

Tabla 8. Contenidos máximos, mínimos y valores promedio de metales pesados extractables con DTPA 0.005 M en 30 sitios del Municipio de Pachuca, Hidalgo a dos profundidades regados con aguas residuales del Río de las Avenidas y el Colector central de Pachuca.

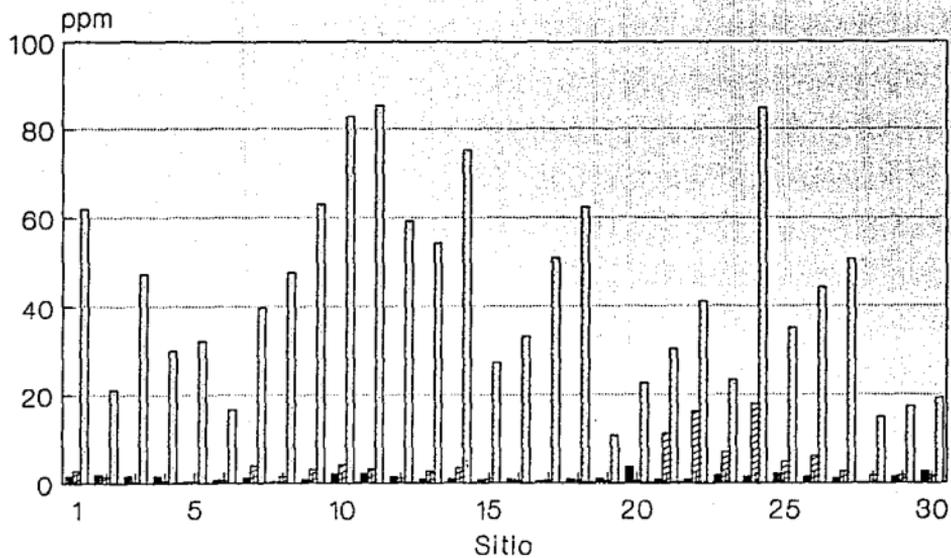


Fig. 30. Concentraciones de Fe, Cu y Mn extraídos con una solución ácida en 30 suelos del Municipio de Pachuca, Hgo. a una profundidad de 0 - 30 cm.

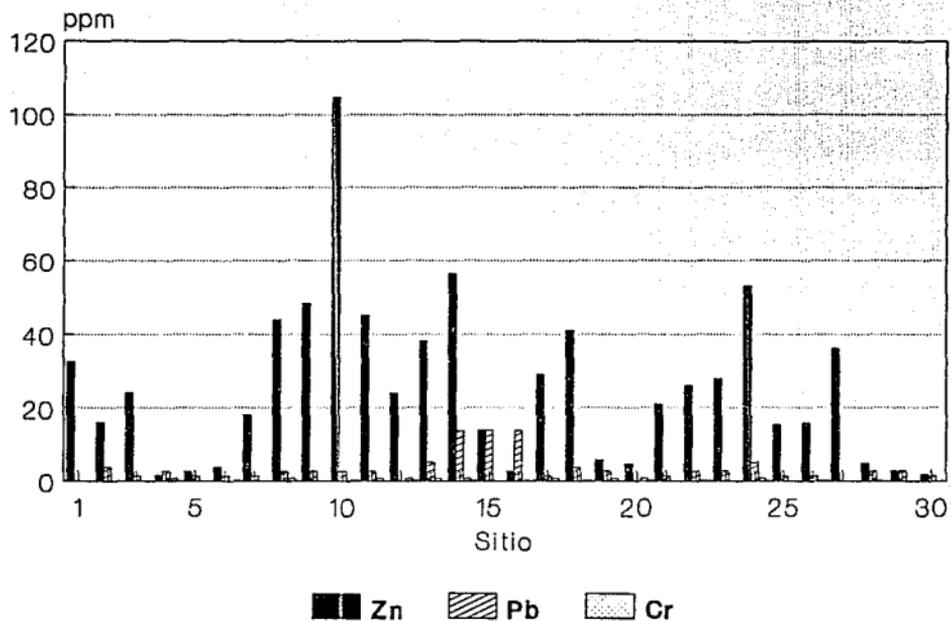


Fig. 31. Concentraciones de Zn, Pb y Cr extraídos con una solución ácida en 30 suelos del Municipio de Pachuca, Hgo. a una profundidad de 0 - 30 cm.

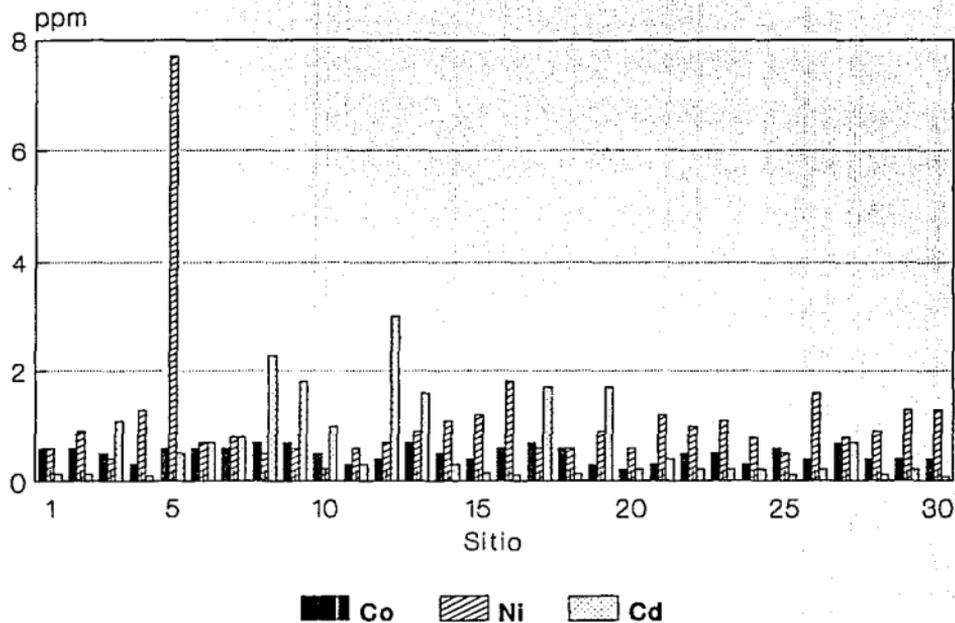


Fig. 32. Concentraciones de Co, Ni y Cd extraídos con una solución ácida en 30 suelos del Municipio de Pachuca, Hgo. a una profundidad de 0 - 30 cm.

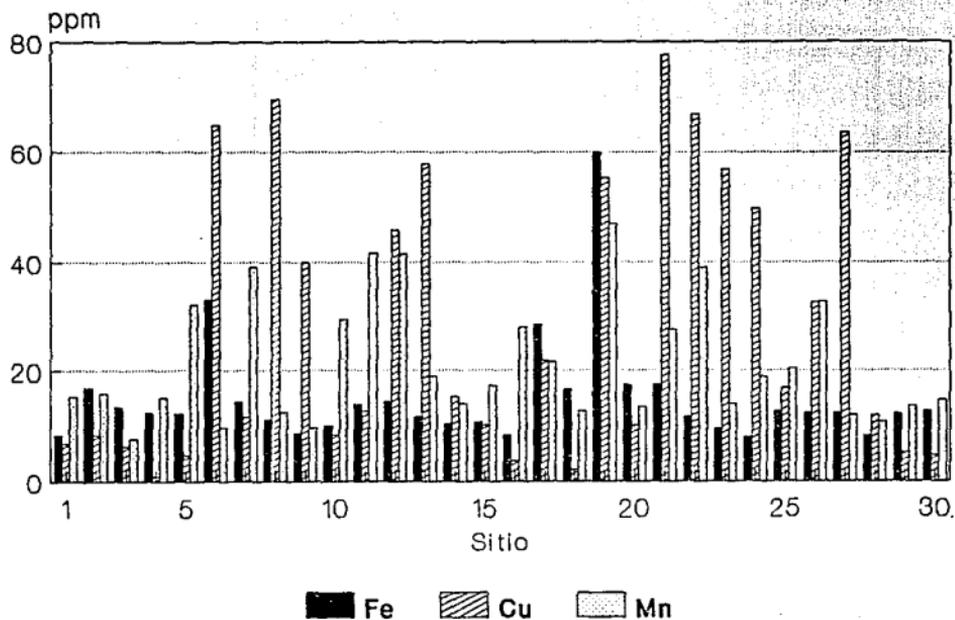


Fig. 33. Concentraciones de Fe, Cu y Mn extraídos con DTPA en 30 suelos del Municipio de Pachuca, Hgo. a una profundidad de 0 - 30 cm.

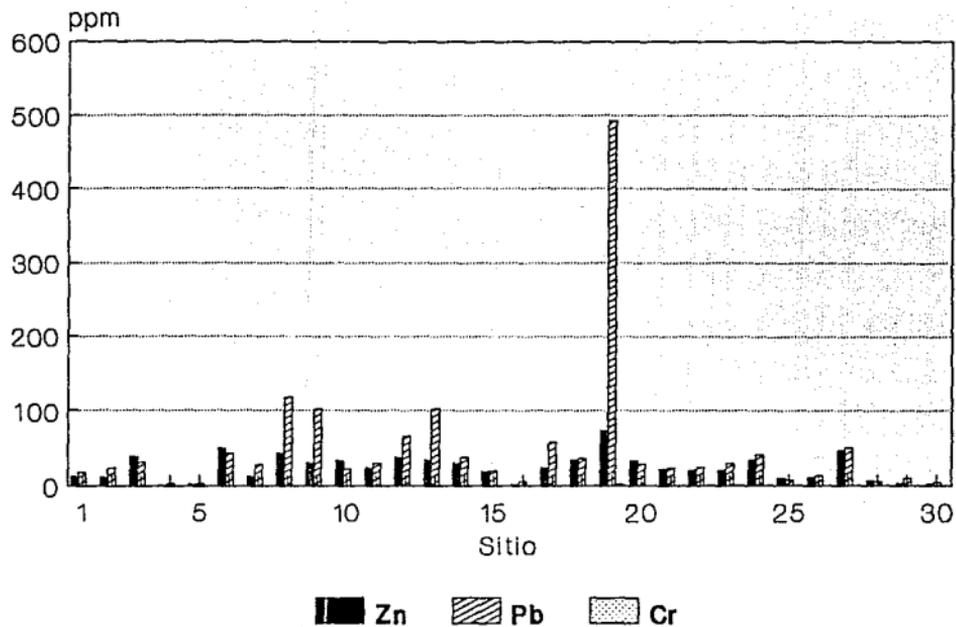


Fig. 34. Concentraciones de Zn, Pb y Cr extraídos con DTPA en 30 suelos del Municipio de Pachuca, Hgo. a una profundidad de 0 - 30 cm.

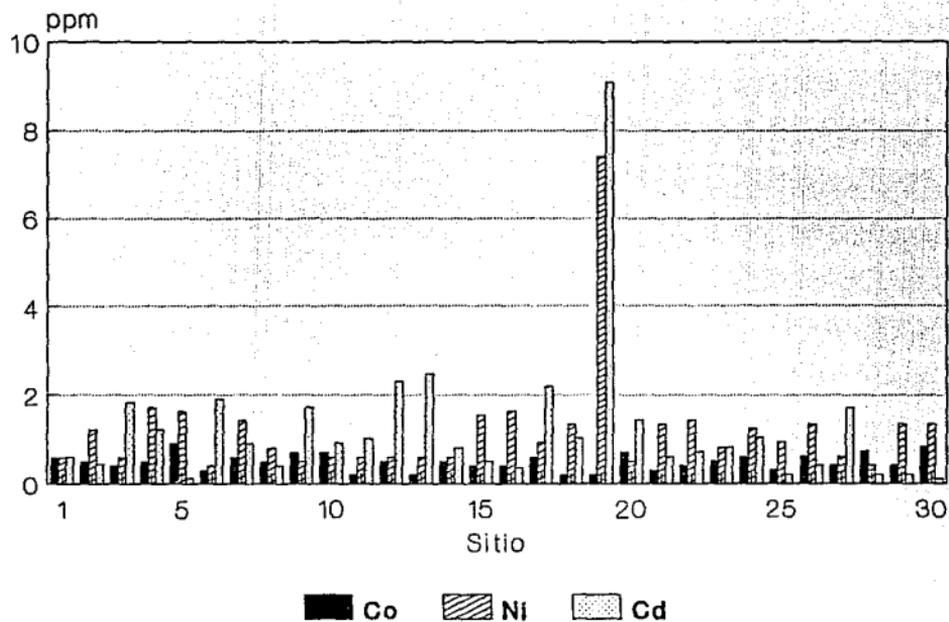


Fig. 35. Concentraciones de Co, Ni y Cd extraídos con DTPA en 30 suelos del Municipio de Pachuca, Hgo. a una profundidad de 0 - 30 cm.

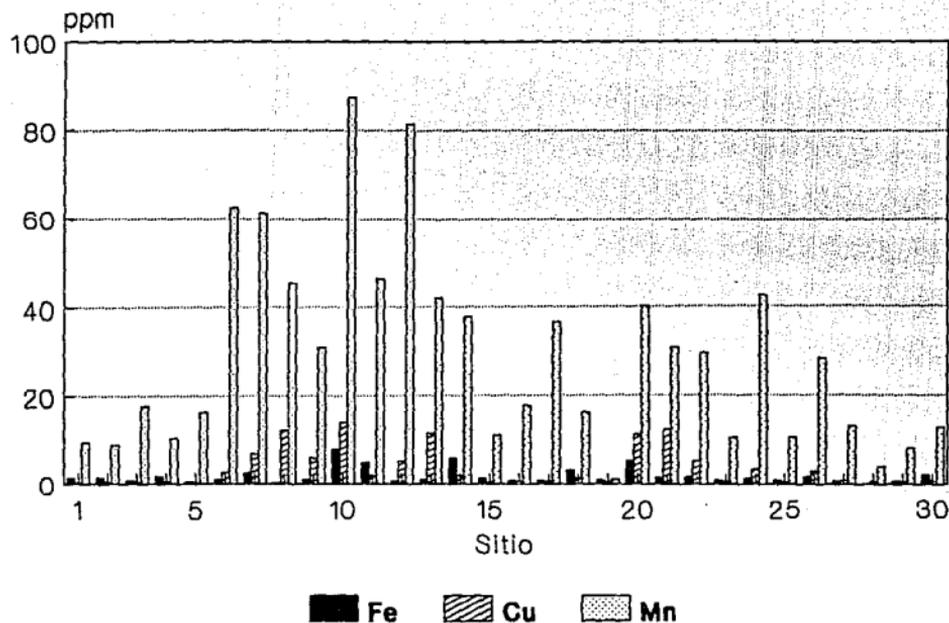


Fig. 36. Concentraciones de Fe, Cu y Mn extraídos con una solución ácida en 30 suelos del Municipio de Pachuca, Hgo. a una profundidad de 30 - 60 cm.

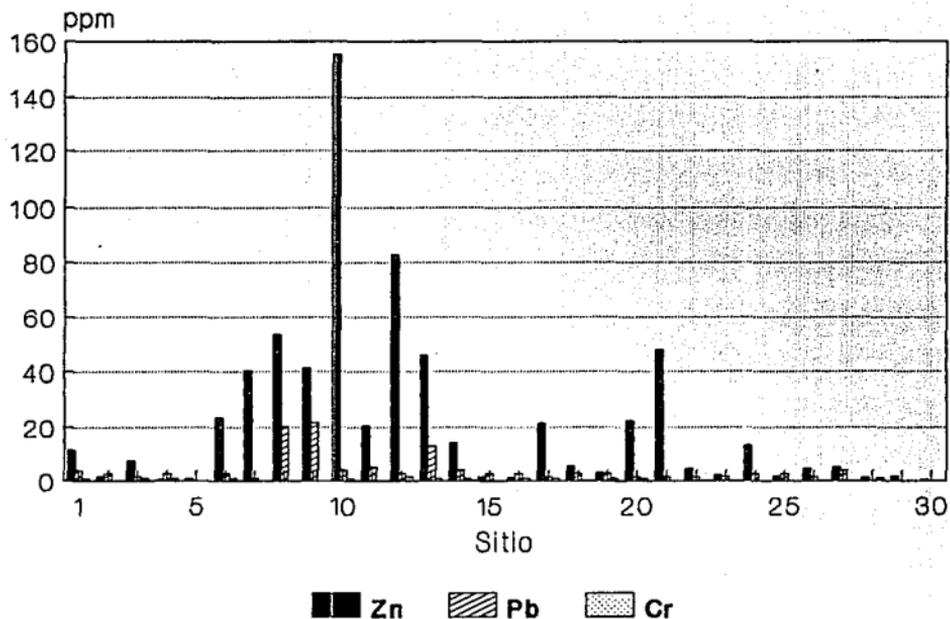


Fig. 37. Concentraciones de Zn, Pb y Cr extraídos con una solución ácida en 30 suelos del Municipio de Pachuca, Hgo. a una profundidad de 30 - 60 cm.

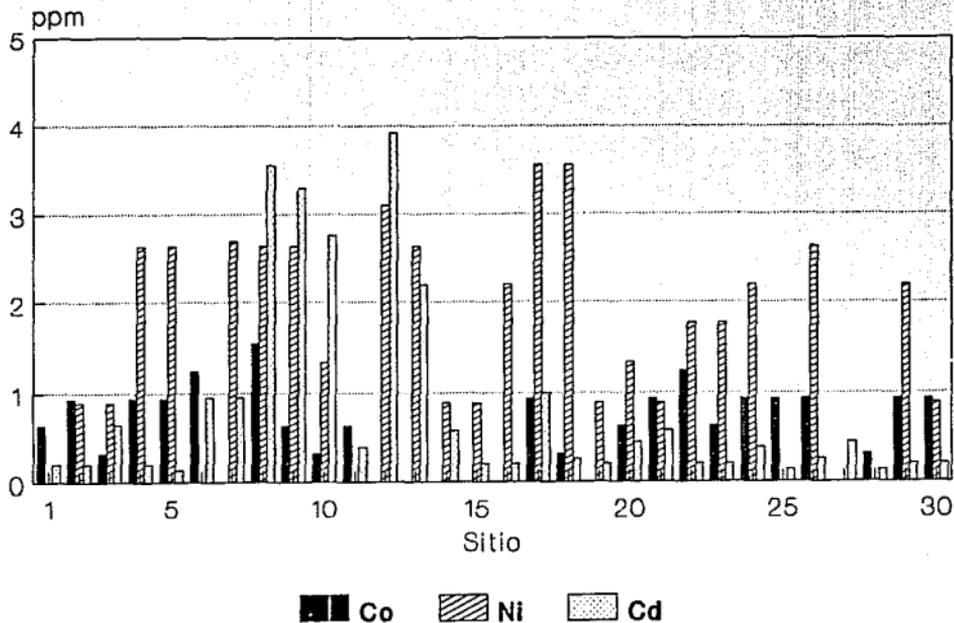


Fig. 38. Concentraciones de Co, Ni y Cd extraídos con una solución ácida en 30 suelos del Municipio de Pachuca, Hgo. a una profundidad de 30 - 60 cm.

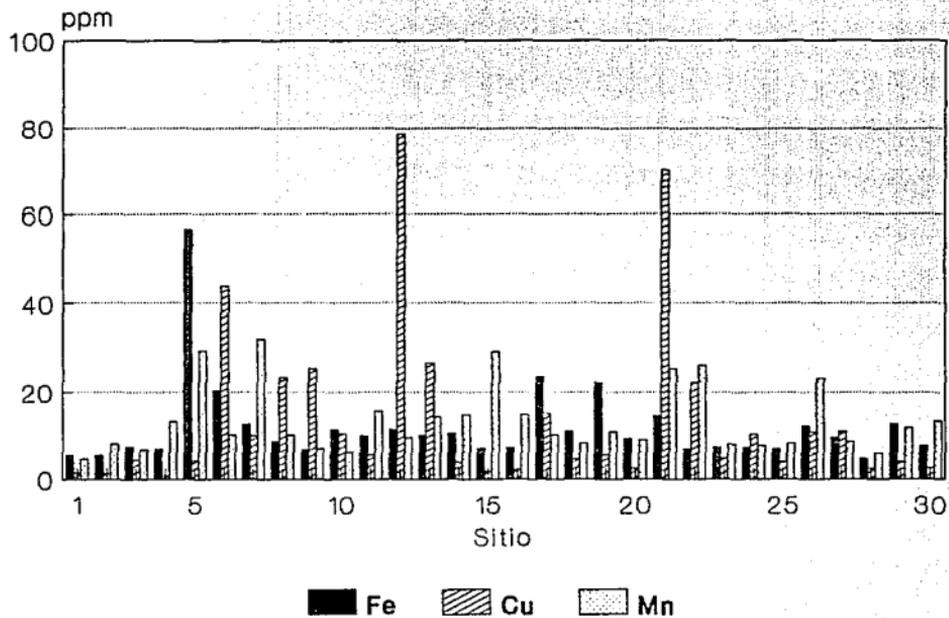


Fig. 39. Concentraciones de Fe, Cu y Mn extraídos con DTPA en 30 suelos del Municipio de Pachuca, Hgo. a una profundidad de 30 - 60 cm.

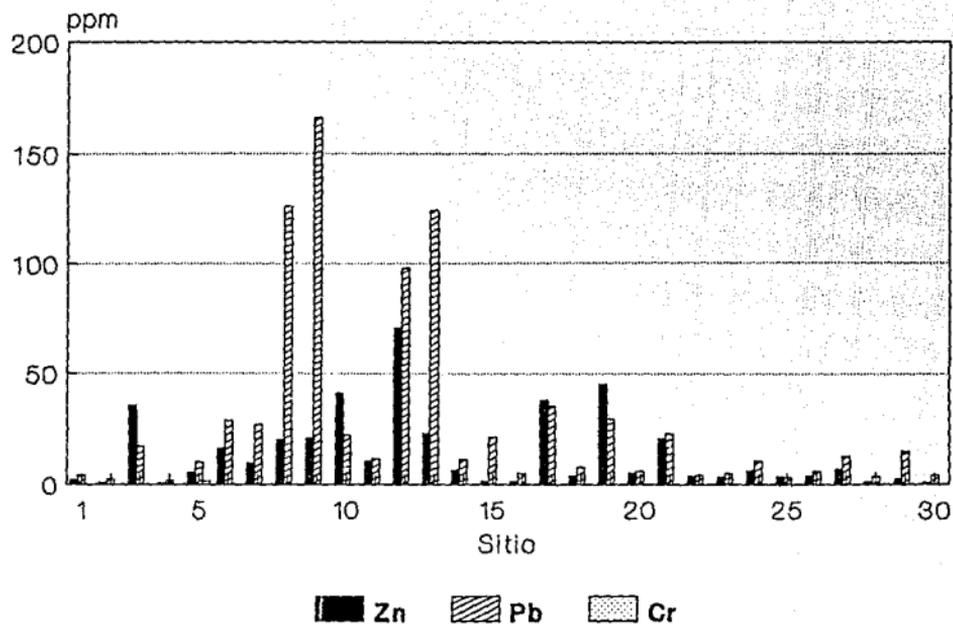


Fig. 40. Concentraciones de Zn, Pb y Cr extraídos con DTPA en 30 suelos del Municipio de Pachuca, Hgo. a una profundidad de 30 - 60 cm.