



**Universidad Nacional Autónoma de México**

**FACULTAD DE CIENCIAS**

**ESTUDIO SOBRE CONTAMINACION DE SUELOS  
AGRICOLAS DEL VALLE DEL MEZQUITAL, HGO.  
POR A.B.S., BORO Y METALES PESADOS POR EL  
USO DE AGUAS NEGRAS DE LA CIUDAD DE MEXICO**

**TESIS PROFESIONAL**

**Que para obtener el título de:**

**B I O L O G O**

**P r e s e n t a :**

**TEODORO MENDEZ GARCIA**

**México, D. F.**

**1982**



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 esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

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

I N D I C E

Pág.

1. OBJETIVOS.....	1
2. RESUMEN.....	2
3. INTRODUCCION.....	4
4. LOCALIZACION GEOGRAFICA DE LA ZONA.....	6
5. DESCRIPCION GENERAL DE LA ZONA DE ESTUDIO	
5.1 GEOLOGIA.....	7
5.2 HIDROGRAFIA.....	9
5.3 CLIMA.....	10
5.4 TIPO DE SUELOS.....	11
5.5 VEGETACION .....	12
5.6 AGRICULTURA.....	13
6. GENERALIDADES	
6.1 BORO.....	15
6.2 DETERGENTES.....	25
6.2.1 DETERGENTES BILOGICOS.....	32
6.2.2 BIODEGRADACION DE LOS DETERGENTES	33
6.2.3 EFECTOS DE LOS DETERGENTES EN LA FAUNA ACUATICA.....	44
6.2.4 EFECTOS DE LOS DETERGENTES EN LA FLORA.....	45
6.2.5 EFECTOS DE LOS DETERGENTES EN LOS SUELOS.....	46
6.3 JABONES.....	49
7. REVISION BIBLIOGRAFICA.....	50
8. MATERIALES Y METODOS	
8.1 MUESTREO.....	73

8.2 PREPARACION DE LAS MUESTRAS	Pág.
8.2.1 SUELOS.....	74
8.2.2 PLANTAS.....	74
8.2.3 AGUAS.....	74
8.3 TRABAJO DE LABORATORIO	
8.3.1 SUELOS.....	74
8.3.2 AGUAS.....	76
8.3.3 PLANTAS.....	77
9. RESULTADOS Y DISCUSION	
9.1 SUELOS.....	78
9.1.1 CARACTERISTICAS FISICAS Y QUIMICAS	78
9.1.2 CONTAMINANTES TOTALES EN SUELOS...	93
9.2 AGUAS.....	100
9.2.1 CARACTERISTICAS FISICAS Y QUIMICAS.	100
9.2.2 CONTAMINANTES EN AGUAS NEGRAS.....	104
9.3 PLANTAS.....	109
9.3.1 CONTAMINANTES TOTALES.....	109
10. CONCLUSIONES.....	114
11. CONSIDERACIONES GENERALES SOBRE LA CONTAMI- NACION DEL AREA ESTUDIADA.....	116
12. BIBLIOGRAFIA.....	119
13. APENDICE.....	134
13.1 CUADRO 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13 y GRAFICAS 1 y 2.	

### O B J E T I V O S

Este trabajo se realizó en base a los siguientes objetivos:

1.-Caracterizar los suelos y las aguas negras desde el punto de vista agrícola.

2.-Cuantificar el grado de contaminación actual de los suelos regados con aguas negras de la Ciudad de México en el Distrito de Riego 03 de Tula, Hgo. y comparar los resultados obtenidos con los existentes , para determinar la tendencia de la contaminación.

3.-Conocer el estado de contaminación de las aguas negras y compararlo con los rangos establecidos por la Secretaría de Salud y Asistencia a través de la Subsecretaría del Mejoramiento Ambiental.

4.-Analizar boro y metales pesados en plantas para determinar su nivel de contaminación.

R E S U M E N

Se realizó un estudio sobre contaminación de suelos en el Valle del Mezquital, Hidalgo, con el fin de caracterizar los suelos y las aguas negras de la Ciudad de México desde el punto de vista agrícola y cuantificar el grado de contaminación actual de los suelos, aguas y plantas por boro, detergentes y metales pesados.

Para este trabajo se colectaron 34 muestras de suelo, 32 de plantas y 29 de aguas. Se analizaron los suelos encontrándose las siguientes características:

La textura fué variable, predominando las de tipo franco y migajón arenoso. El color en húmedo dominante es pardo grisáceo muy oscuro, 10 YR 3/2 y en seco dominó el pardo grisáceo oscuro, 10 YR 4/2. La densidad aparente promedio es de 1.24 g/ml y la real de 2.0 g/ml. El pH fluctuó de 6.9 a 8.6. La conductividad eléctrica fué de 0.85 a 7.5 milimhos/cm. El porcentaje de materia orgánica es extremadamente alto variando de 2.10 a 6.19. Son suelos ricos en fósforo asimilable los rangos fueron de 1.6 a 10.0 p.p.m. El potasio asimilable varió de 154.644 a 1053.78 kg/ha, siendo extremadamente alto. El nitrógeno total fluctuó de 0.0309 a 0.3842 %.

La capacidad de intercambio catiónico total es alta, de 18.05 a 48.84 meq/100 g. El calcio intercambiable fluctuó de 25.91 a 76.81 meq/100 g. El magnesio intercambiable varió de 0.017 a 18.28 meq/100 g. El sodio intercambiable fué de 0.1086

a 1.6413 meq/100 g. El potasio intercambiable de 0.1858 a 1.27 meq/100 g.

Los rangos de los cationes solubles determinados fueron; calcio de 2.99 a 46.99 meq/l; magnesio de 2.10 a 25.21 meq/l; sodio de 3.30 a 19.56 meq/l; potasio de 0.25 a 8.56 meq/l. Los aniones solubles también fueron altos: carbonatos 0.0 a 10.13 meq/l; bicarbonatos 1.72 a 15.52 meq/l; cloruros de 3.9 a 12.46 meq/l y los sulfatos fluctuaron de 0.9 a 21.01 meq/l.

En cuanto a la contaminación por metales pesados los problemas más graves están causados en orden de importancia por los siguientes elementos: plomo, cromo, níquel, cobalto, detergentes y boro soluble.

Los resultados de las determinaciones realizadas en las aguas mostraron lo siguiente: la conductividad eléctrica fué alta sin sobrepasar los valores máximos establecidos para las aguas de riego de uso continuo. Los cationes que más abundaron fueron el sodio y el calcio y de los aniones, los bicarbonatos, carbonatos y cloruros. Los principales contaminantes detectados en las aguas fueron : cobalto, detergentes, manganeso, níquel, hierro, boro y en menor cantidad zinc, cobre, plomo y cromo.

En plantas se analizaron metales pesados y boro encontrándose excedidas las cantidades de plomo, níquel, cromo, cobalto, hierro, aluminio, boro y manganeso.

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

Las aguas negras de la Ciudad de México se han venido utilizando con fines de uso agrícola desde principios de siglo, época en que se construyó el gran canal del desagüe, el cual irriga una gran extensión del Valle del Mezquital y que a su vez queda incluido dentro del Distrito de Riego 03, en el Estado de Hidalgo.

Este Distrito abarca unas 40,000 hectáreas, las cuales se utilizan principalmente para la siembra de alfalfa, maíz, frijol, calabaza, jitomate, tomate, chile y otros cultivos.

Los rendimientos en este distrito sin el uso de fertilizantes son semejantes o superiores a los obtenidos en otros distritos de riego donde se han venido aplicando gran cantidad de fertilizantes.

Con el uso de aguas negras se ha convertido una zona árida en una zona altamente productiva, ya que en este lugar las lluvias son escasas, clima cálido; según García ( 1973 ), el clima es ( Cw ) templado, suelos pobres y hasta hace poco tiempo con un buen drenaje, característica que se ha venido perdiendo con la consecuente degradación de los suelos. Las aguas negras de La Ciudad de México son de una gran utilidad en esta zona, si se toma como recurso en cuanto a su composición química contiene una gran cantidad de materia orgánica y nutrientes que elevan la fertilidad del suelo y con ello la productividad se ha incrementado.



Las aguas negras de la Ciudad de México no sufren ningún tipo de tratamiento, sino solamente la sedimentación de los objetos grandes y la oxidación natural que sufren a lo largo del recorrido del Distrito Federal hasta el Estado de Hidalgo.

Paralelo al beneficio que trae consigo el uso de aguas negras con fines agrícolas, están los daños que puede ocasionar su empleo, ya que trae substancias contaminantes y dañinas que son el resultado de la industrialización que ha venido sufriendo la Ciudad de México, la calidad del agua se ha degradado cada vez más.

Las industrias vierten sus desechos a los alcantarillados y van al drenaje directamente contaminando el agua con gran cantidad de elementos tóxicos como son: sales solubles, detergentes, boro y metales pesados como plomo, mercurio, hierro, cobre, cadmio, cobalto, cromo, níquel, aluminio, manganeso, arsénico, zinc, selenio y otras substancias tóxicas.

Estos problemas se empezaron a estudiar cuando los ejidatarios, en 1967-1968, se quejaron de una baja en el rendimiento de sus cosechas. Esto se relaciona con la aparición de espumas de detergentes en las aguas del gran canal del desagüe. Al estudiarse el problema, aparentemente no se encontraron efectos nocivos causados por los detergentes (Mascareño, 1974).

Posteriormente hacia 1973, hubo quejas de la baja del rendimiento de la alfalfa, ya que ésta permanecía por tres años

sin alterar los rendimientos, después su ciclo de producción bajo a dos años y la producción mermaba en cada corte. Esta baja de rendimiento se atribuyo al problema de salinidad, al deterioro de la semilla de alfalfa y a la deficiencia en el drenaje antes mencionado.

#### LOCALIZACION GEOGRAFICA DE LA ZONA

La zona de estudio se localiza en el Valle del Mezquital, Edo. de Hidalgo, Fig. 1, sus coordenadas geográficas aproximadamente son: 20°20' a 20°19' latitud norte y 99°00' a 99°30' longitud oeste, Mapa 2, y se encuentra limitado físicamente en la parte norte por los municipios de Jacala y Meztitlán, en la zona sur por Tula, al este por Actopan y al oeste por Huichapan.

El Valle del Mezquital físicamente cuenta con 29 municipios y una superficie de 8,094.60 km<sup>2</sup> y políticamente cuenta con 32 municipios y una superficie de 9,685.30 km<sup>2</sup>. Esta área forma parte de las zonas áridas del país que comprenden una extensión de 90 X 10<sup>6</sup> has., de zonas áridas y semiáridas. Esta superficie se localiza al norte y centro del país, en los estados de Baja California, Sonora, Chihuahua, Durango, Coahuila, Nuevo León, Tamaulipas, Zacatecas, San Luis Potosí, norte de Guanajuato, parte del estado de Hidalgo y una área de Tehuacán, Puebla, representando un 52 % del territorio nacional (Morales, 1892).

DESCRIPCION GENERAL DE LA ZONA

G E O L O G I A

El Valle del Mezquital forma parte de la meseta central, es considerado como una prolongación de las llanuras del Canadá, que se extiende por el oeste de los Estados Unidos y luego por México. Y que se originaron al final del período Cretácico y el Cenozoico (Mascareño, 1974).

Los tipos de rocas que predominan son de origen ígneo, sedimentario y en menor cantidad metamórficas (Blázquez, 1938).

Las rocas ígneas son de tipo andesítico, dacítico, riolitas y basaltos. Entre las rocas sedimentarias se encuentran las rocas hidroclásticas, pizarras, calizas, margas, conglomerados, brechas, aluviones, areniscas. Entre las rocas metamórficas se encuentran el mármol, filitas y esquistos, estas últimas son en menor cantidad.

Las andesitas son de color rosado, azul, gris y verdosas, este tipo de rocas son las que forman la mayor parte de la Sierra de San Juanico. El color de las dacitas es más o menos parecido a las andesitas, su textura es semejante, son las que forman la mayor parte de la Sierra de Actopan. La coloración de las riolitas es rosado o gris, se encuentran también en la Sierra de Actopan y en una gran cantidad de los cerros y montañas del Valle del Mezquital. Andesitas ba

sálticas, su coloración es azul obscuro, se les encuentra en la Sierra de Actopan, San Juanico, la del Xinthé, los cerros de la Joya-Tula-Copal, etc. Basaltos de coloración azul negruzco y gris obscuro constituyen gran parte de la Sierra de Tolcayuca, cerros de texontle, etc. Rocas hidroclásticas marinas, son pizarras arcillosas, pizarras calizas, margas, conglomerados y brechas, estas rocas se les encuentran en gran cantidad en las diferentes sierras del Valle del Mezquital. Rocas continentales, las más importantes son las rocas autoclásticas, piroclásticas e hidroclásticas. Areniscas, su coloración es amarillenta, grises y blanquizas, su distribución en esta zona es muy amplia. (Blázquez, 1938).

Del Arenal (1978), reporta al norte del Valle del Mezquital, la Formación "El Doctor" del Cretácico Inferior, y las Formaciones Soyatal y Cuautla del Cretácico Superior, las rocas que dominan son calizas. La Formación Mexcala, del Cretácico Superior, consiste de una secuencia interestratificada de lutitas, limonitas y arenizas con algunas capas de calizas.

El Terciario está representado por rocas clásticas continentales y por rocas volcánicas, mientras que el Cuaternario, por aluviones y material clástico (Del Arenal, 1978). Ver mapa 2.

Formación Las Trancas, las rocas más antiguas expuestas a lo largo de la carretera entre México y Zimapán, Hgo., son

arenizas impuras, lutitas ligeramente filíticas y calizas del Jurásico Superior. La localidad tipo se encuentra en el Puerto de Las Trancas, en el km 217 de la carretera y aproximadamente 18 km al N de Zimapán. Los afloramientos se localizan al E de la carretera a lo largo de la base meridional de la Sierra de Juárez (Segerstrom, 1956).

La caliza "El Doctor", se localiza a ambos lados de la carretera entre Ixmiquilpan, Hgo., y Actopan, Hgo., se observan intercalaciones de calizas de color gris y negro, microlaminada en capas delgadas y medianas. Casi toda la caliza es de grano fino y carece de fósiles, aunque en algunos lugares hay rudistas y microfósiles. (Wilson et al, 1955).

Otra formación que se encuentra en el Valle del Mezquital es la Formación Tarango, que atravieza por el Estado de México, Río Tula, cerca de Nochistongo y Tequixquiac, justamente al W de Pachuca, las rocas que dominan son: gravas, arenas y lodos erosionados (Segerstrom, 1956). Para lo relacionado con la geología del Valle del Mezquital y principalmente de la zona estudiada ver mapa 2.

#### H I D R O G R A F I A

El colector principal en el Valle del Mezquital, Hgo. es el Río Tula. Nace en los flancos orientales del cerro de la Bufa en el Estado de México, el curso superior se conoce con el nombre de Río Tepeji, que descarga sus aguas a la altura del

poblado Tepeji, en la Presa Requena.

Cerca del poblado de Tula, sus aguas son almacenadas por la Presa Endhó y con el nombre de Río Tula, continúa hacia el norte, recibe como primer afluente el arrollo del Salto. Se conecta artificialmente con el Río Cuautitlán. Se agregan una serie de ríos de menor importancia y el Río Salado. Por último se agrega el afluente del gran canal del desagüe de la Ciudad de México.

Con el nombre de Río Tula continúa por el Valle del Mezquital a las orillas de Mizquiahuala e Ixmiquilpan, Hidalgo, en donde se le une el Río Actopan. Este río forma profundas barrancas en su recorrido, pero principalmente en el Estado de México y a la altura del pueblo de Mizquiahuala.

El Río Tula desemboca al Río San Juan en las cercanías de Zimapán y con el aporte del Río Hondo, constituye el Río Moctezuma. Este río es uno de los afluentes más importantes del Río Pánuco, que desemboca en el Golfo de México ver mapa 3, ( Blázquez, 1938 ), ( del Arrenal, 1978 ).

#### C L I M A

De acuerdo con la clasificación de Köpen y adaptada para México por García, ( 1973 ), la mayor parte de estas cuencas presentan características de clima templado lluvioso, con precipitaciones en verano. Pero el clima que prevalece en el Valle del Mezquital es seco estepario ( BS ), de los más secos, con un cociente P/T de 14.1 .

Se encuentra en los límites de los climas muy secos por pre

sentar una temperatura media anual de 18°C; la época de secas se presenta en invierno y verano. El clima del Valle del Mezquital es del tipo  $Bs_{oh}W$  " (W) (E) g. Ver mapa 4.

#### T I P O        D E        S U E L O S

En la cuenca del Pánuco predominan los suelos del tipo Inceptisoles, Entisoles, Vertisoles. Aguilera (1972), describe para el Estado de Hidalgo, además de Vertisoles, Aridisoles, suelos derivados de cenizas volcánicas y Andosoles.

En el Valle del Mezquital prevalecen los Entisoles y los Sub-grupos Arent Xerálfico, Xerorthent Lítico y Calcigeroll Aridico del Orden Mollisol que corresponde éste último al Chesnut que ha sido muy reportado para la zona estudiada. Morales, (1982).

De acuerdo a la Carta de Suelos de la República Mexicana (Macias Villada, 1960), en las áreas montañosas del noreste y sureste, predominan suelos podzólicos, en la zona de la Huasteca se presentan suelos de Rendzina, en el Valle del Mezquital y en la semillanura de Huichapan son suelos de pradera de montaña y Chesnut en una parte de Ixmiquilpan.

Macias Villada, (1960), menciona que en el Valle del Mezquital los suelos son jóvenes. Siendo más del 75 % suelos de ladera, montaña y planicie.

El perfil es fácilmente erosionable, ya que en su mayoría descansan sobre tepetate fuertemente erosionado y laminar. Ver mapa 5.

V E G E T A C I O N

En el Valle del Mezquital se presenta un matorral de Agave stricta en áreas limitadas sobre caliza. En el extremo boreal del Valle de México existe un matorral de Hechtia podanta y Agave lecheguilla que prospera en suelos derivados de rocas ígneas. También un matorral con Opuntia streptacantha (nopal cardón). Zaluzania augusta, Mimosa biuncifera, Cephalocereus senilis, Montanoa xanthifolia, Taxodium mucronatum (ahuehuete) este sólo se presenta en las orillas de los ríos, Yucca filifera (Rzedowski et al, 1964).

La vegetación del Valle del Mezquital corresponde a la provincia de la Altiplanicie. (Rzedowski, 1957).

González, Quintero (1968), describe también varios tipos de encinar arbustivo. Uno de ellos característico de laderas de origen riolítico, en altitudes entre 2200 y 2300 m.s.n.m, mide solo de 20 a 30 cm. de altura y está constituido por Quercus microphylla. Otro tipo de encino que observó el autor, se ha encontrado a 3000 m.s.n.m. igualmente sobre sustrato rocoso. Es un matorral de tres metros de altura con dominancia de Quercus alpscens. Además de ésta última lo componen especies arbustivas de Agave, Ame-lanchier, Arbutus, Arcostaphylos, Baccharis, Bouvardia, Buddleia, Ceanothus, Dasylyrion, Eupatorium, Lamourouxia, Quercus, Salvia, Stevia. Otra asociación típica prospera en laderas calizas, donde crece a altitudes próximas a 2500 m.s.n.m., las especies dominantes son: Quercus tinkhamii, Quercus microphylla, Quercus rugulosa, ade-



más de Juniperus flaccida, Arbutus xalapensis, Nolina y en forma aislada la Yucca. También se reporta en este mismo trabajo Opuntia y Prosopis. Ver mapa 6 del apéndice.

#### A G R I C U L T U R A

Sólo una quinta parte del Valle presenta buenas condiciones para la agricultura (Macias Villada, 1960), por las condiciones topográficas de la zona. En las últimas décadas, las actividades agrícolas han ido en aumento con los sistemas de riego donde se han venido utilizando a gran escala las aguas negras de la Ciudad de México.

En el Censo de 1970, se menciona que sólo el 32.8 % de los suelos del Valle han sido aprovechados para la agricultura, la cual se ha visto limitada por el suelo, clima y agua. Los cultivos principales de la zona son: alfalfa, maíz, cebada, trigo, chile, col, papas y frijol. Copevi, tomo III (1971), citado por Morales, (1982).

También se cultivan en el Distrito de Riego 03 de Tula, Hgo., jitomate, lechuga, haba, calabaza, cebolla, zanahoria, chícharo, y a las orillas del río Tula, se cultivan algunos frutales, según información proporcionada por los ejidatarios del lugar.

El 32.8 % antes mencionado corresponde al 85 % de las tierras cultivadas del estado de Hidalgo. Ya que la mayor parte de las regiones planas y bajas se localizan en el Valle del Mezquital.

También se cultivan en terrenos cerriles y de pendiente pro

nunciada Agave salmiana, Agave atrovirens ( maguey pulquero)  
Opuntia y Platyopuntia spp. ( nopal tunero ) ( Morales, 1982).

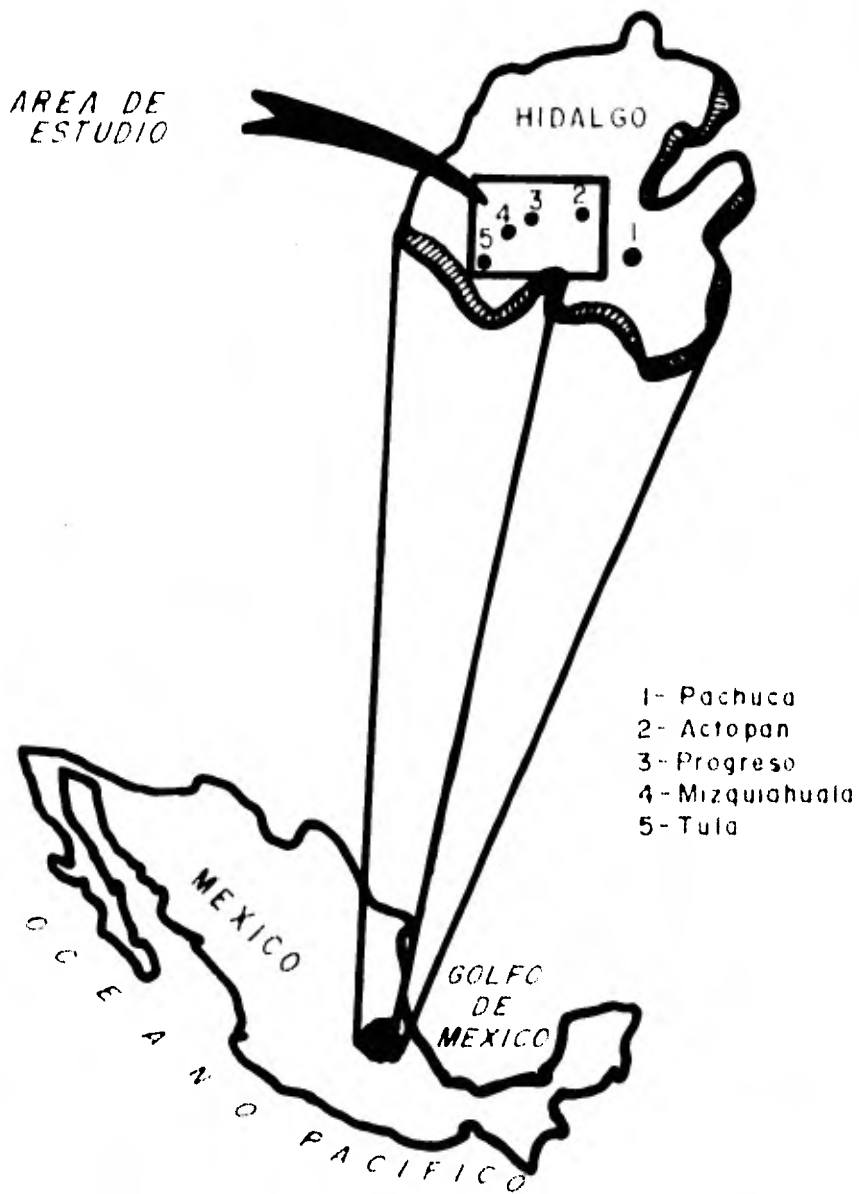


FIG No 1 -- MAPA DE LOCALIZACION

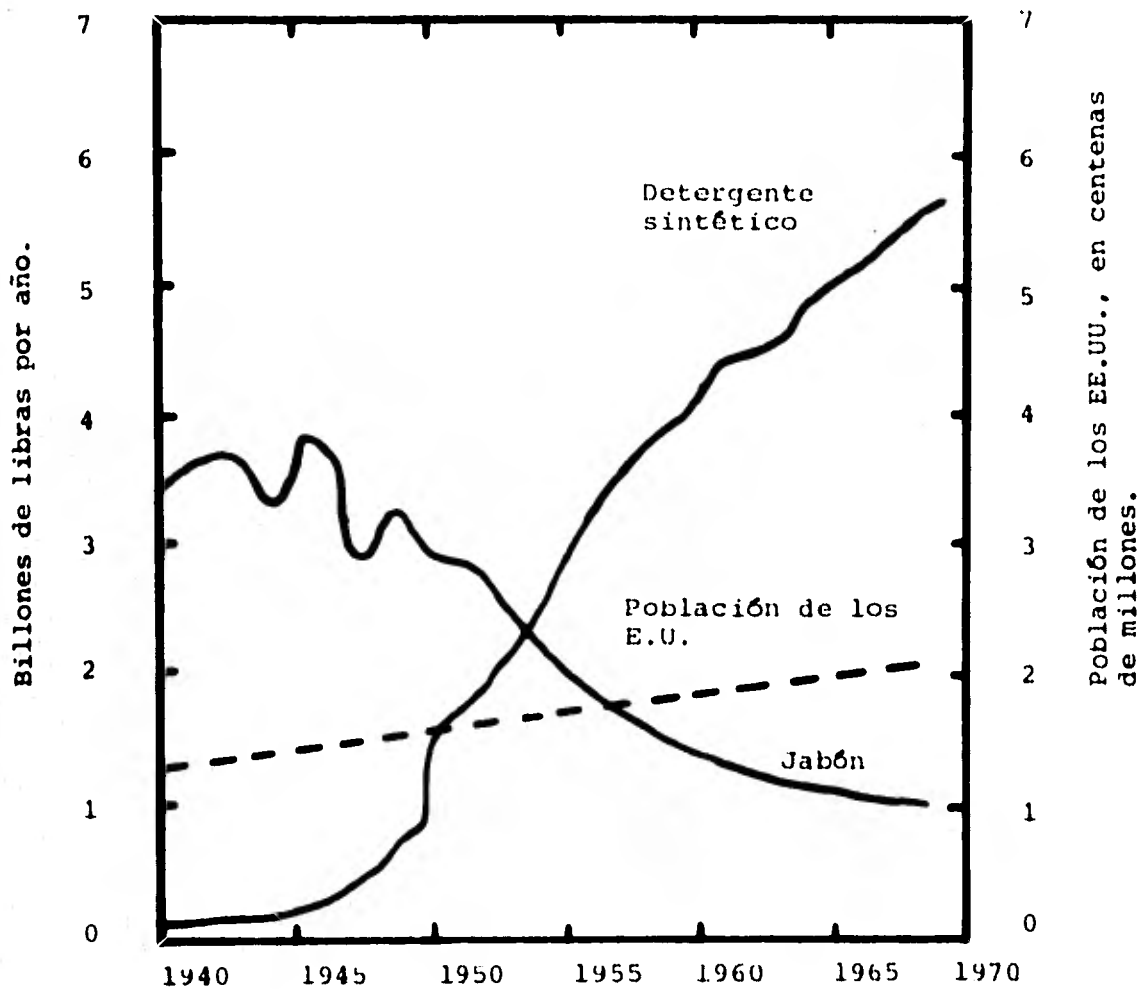


Figura 2. Historial de las ventas de jabones y detergentes. De "Comprehensive Management of Phosphorus Water Pollution", de D. B. Porcella et al., de la Environmental Agency, publicación 600/5-74-010, febrero de 1974. pág. 88.

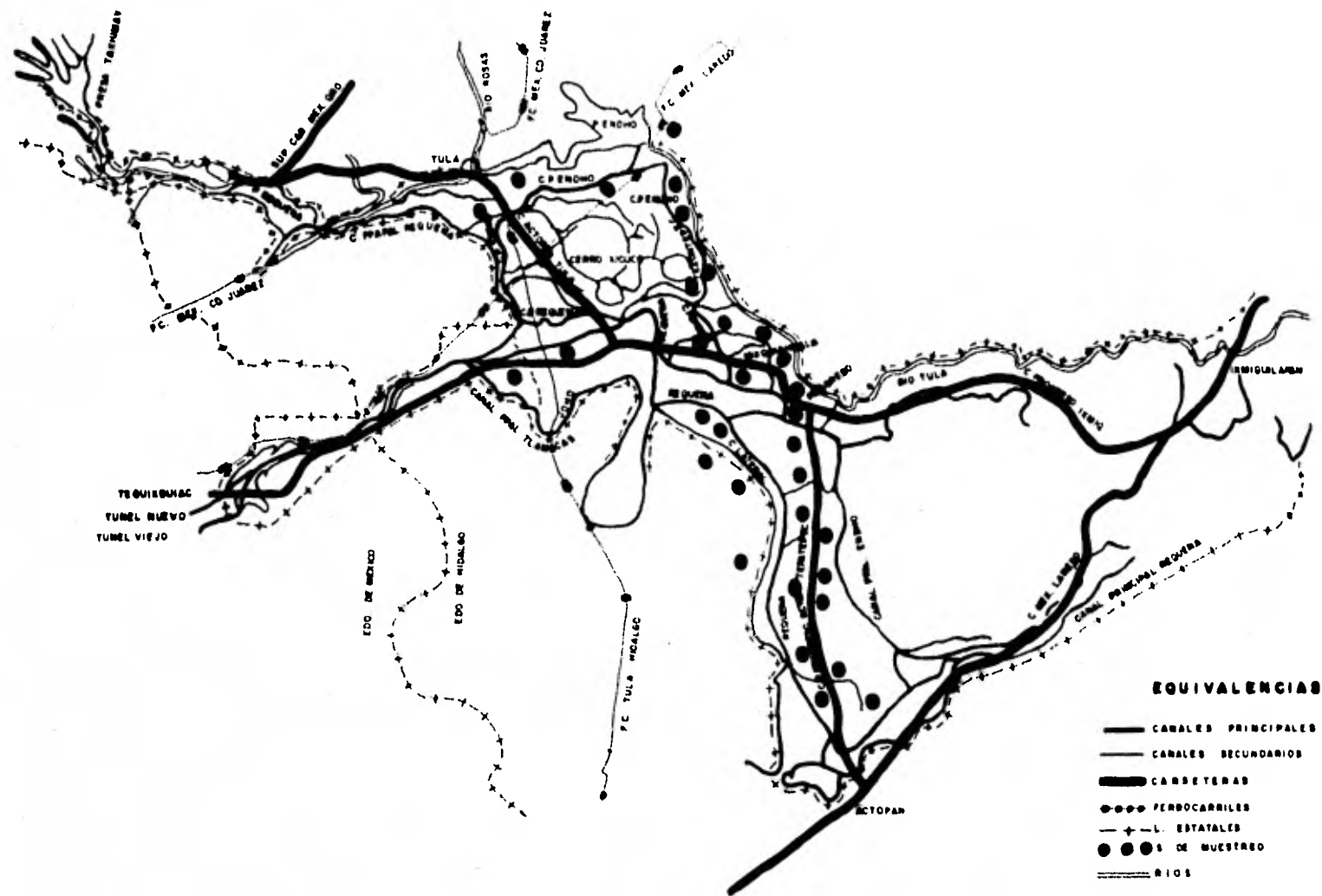


FIG No.3 PLANO DEL DISTRITO DE RIEGO 03., Y SITIOS DE MUESTREO

100° 00'

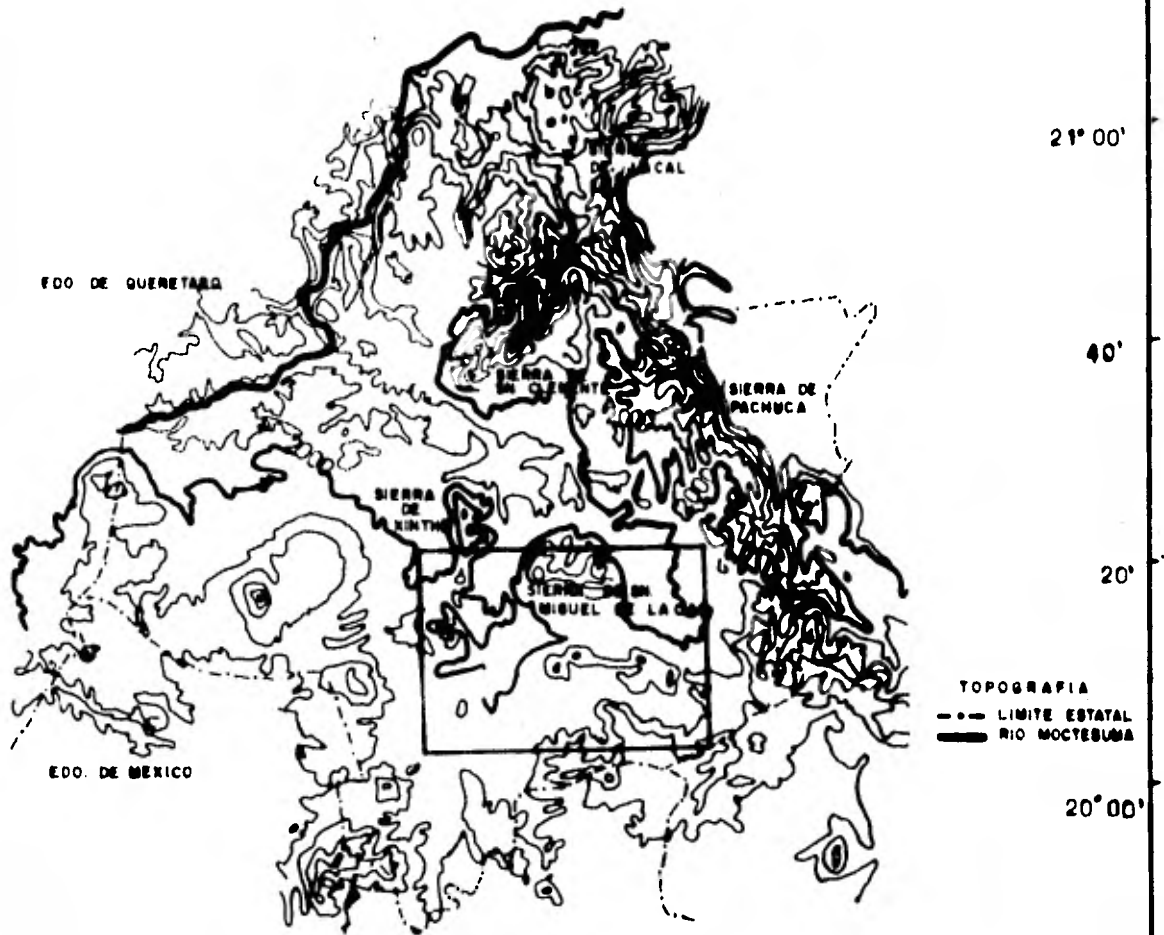
40'

20'

99° 00'

40'

### ESTADO DE HIDALGO



MAPA No. 1.

800 000

100° 00'

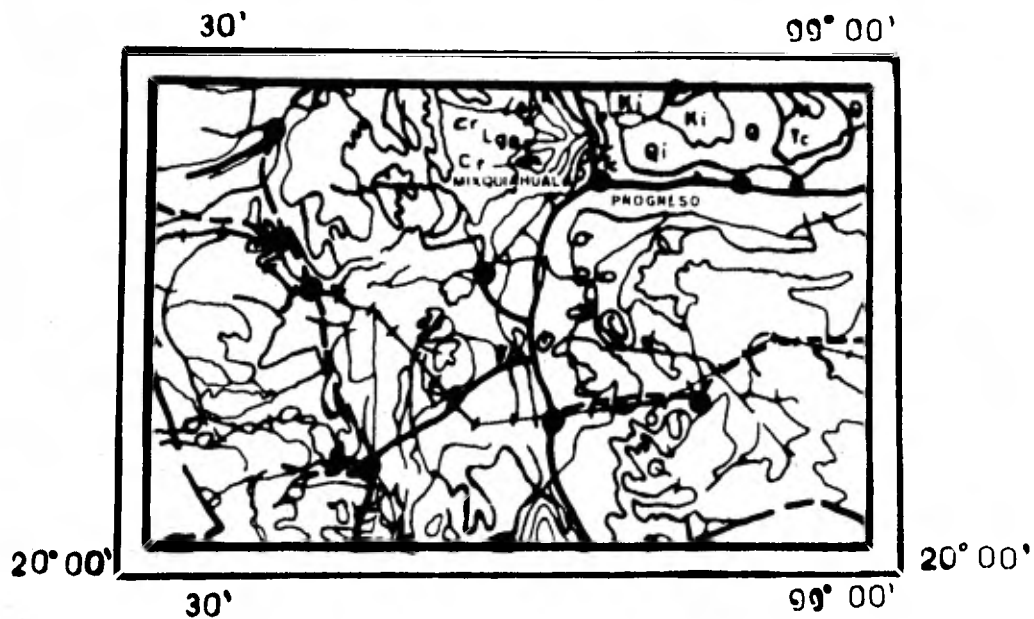
40'

20'

99° 00'

40'

# GEOLOGIA DE LA ZONA DE ESTUDIO



## SIMBOLOGIA

ROCAS SEDIMENTARIAS	FORMACIONES
Q	CUATERNARIO GRAVAS, SUELOS RESIDUALES
Tc	TERCIARIO CONTINENTAL TORAS ALTERNADAS
Ps	CRETACICO SUPERIOR
Pi	CRETACICO INFERIOR
	MICALCA, SOYOTAL
	MENDEZ, SAN FELIPE, AGUA NUEVA
	DOCTOR, CUESTA DEL CUNA, LA PEÑA
	SANTUARIO, TAMAILIPAS

ROCAS IGNEAS	(r) RIOLITAS
(Eg) IGNEA EXTRUSIVO	(Bq) BASALTOS
	(a) ANDEBITAS
C) TDBAS Y CENIZAS VOLCANICAS	

## SIMBOLOS TOPOGRAFICOS

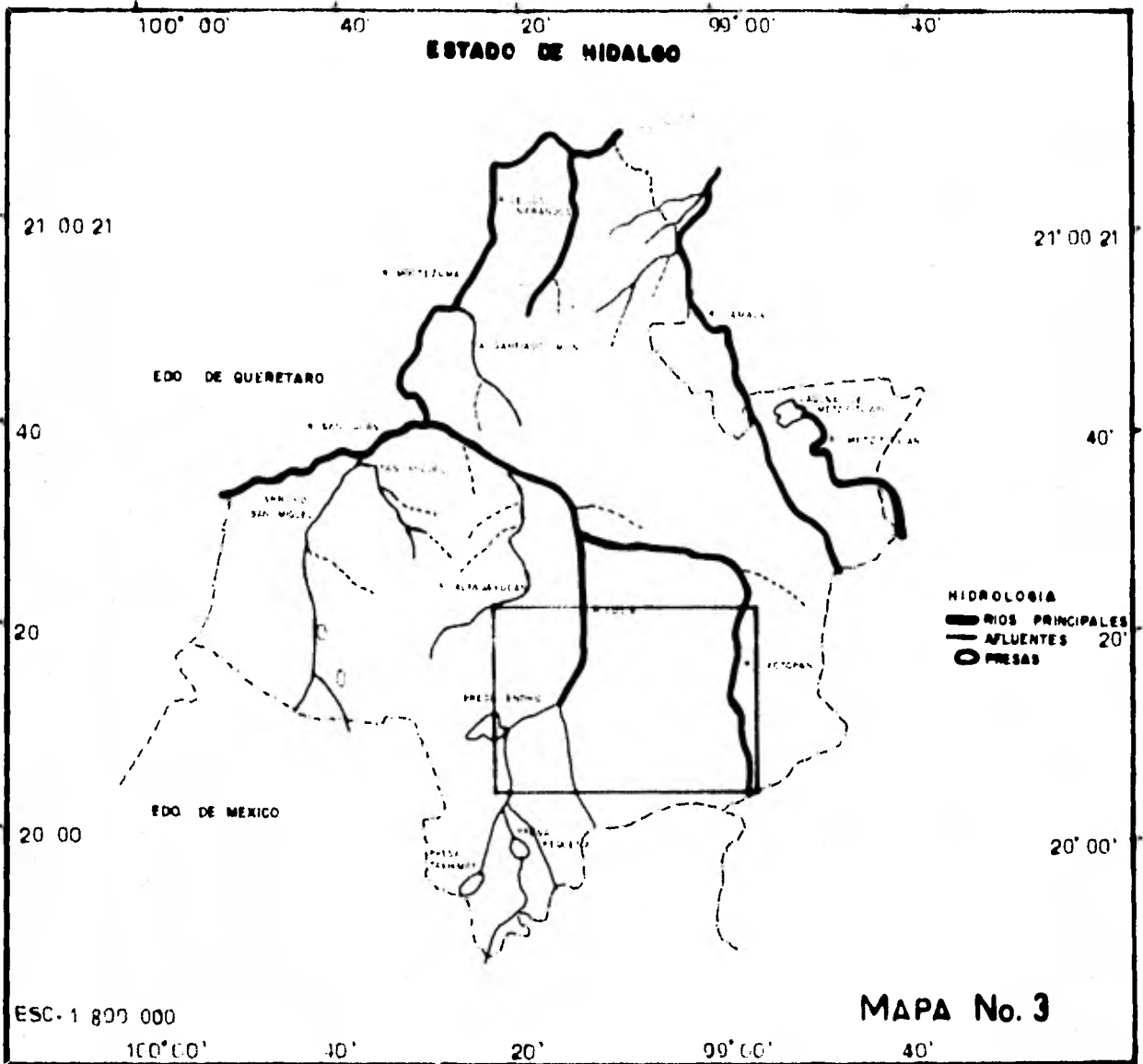
—	CARRETERA PAVIMENTADA
- - -	CARRETERA REVESTIDA
●	POBLADO
+	FERRICARRIL

## SIMBOLOS GEOLOGICOS

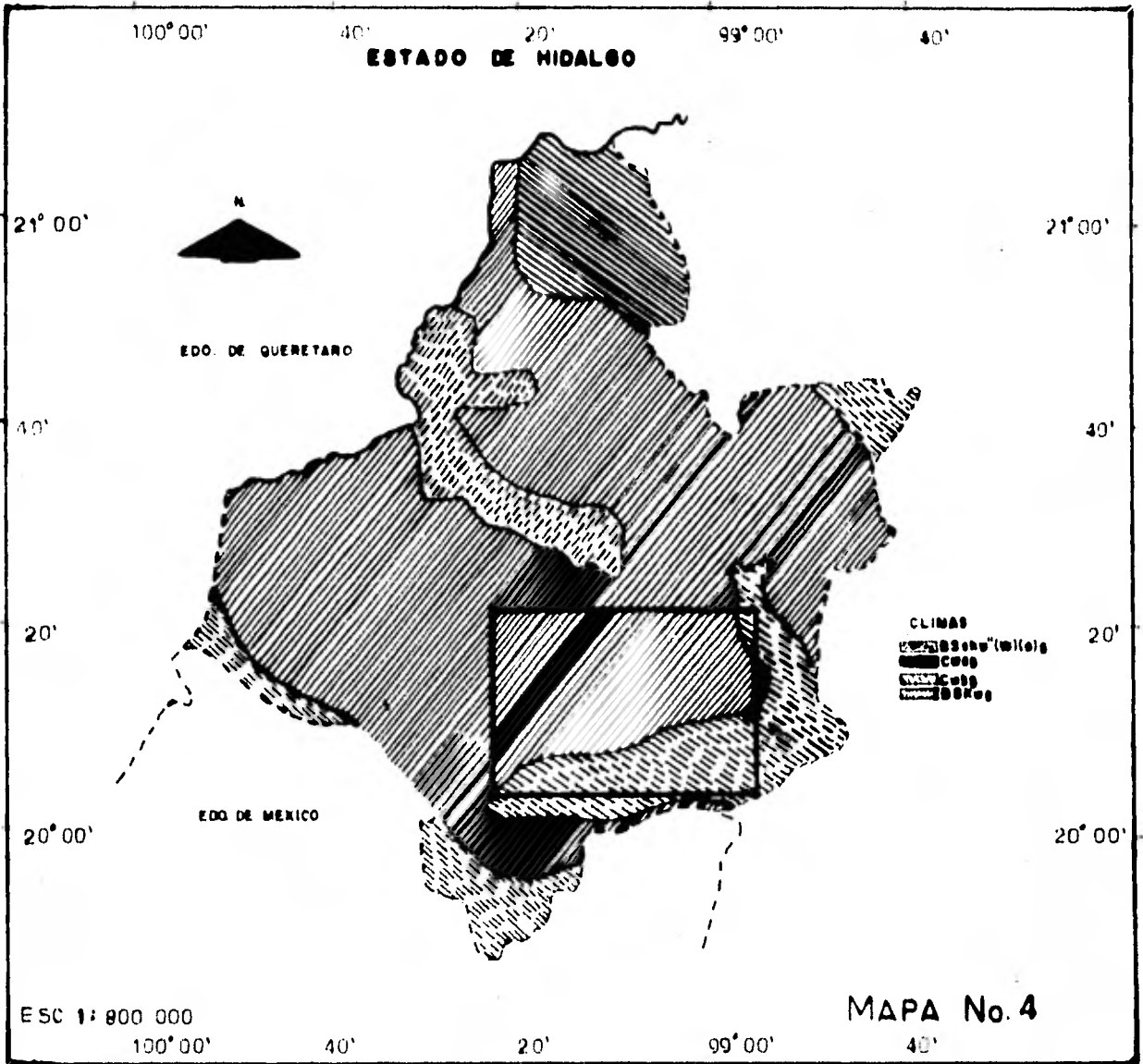
—	CONTACTO GEOLOGICO
---	--------------------

ZONA DE ESTUDIO

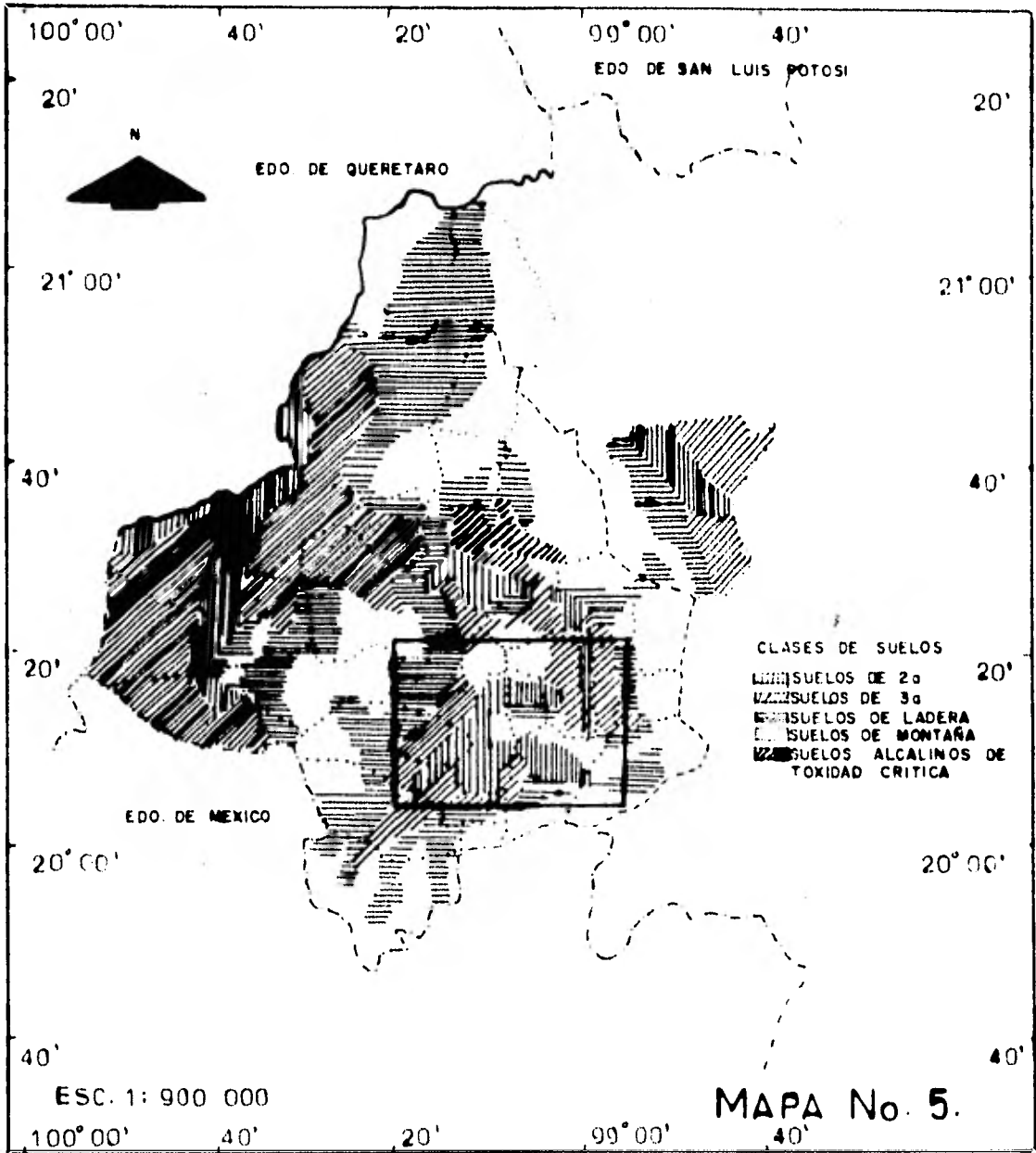
MAPA No. 2







# ESTADO DE HIDALGO










# ESTADO DE HIDALGO

EDO DE QUERETARO

EDO DE MEXICO

## VEGETACION SIMBOLOGIA

-  *Pino-Encino*
-  *Matorral crasicaule*
-  *Matorral desértico*
-  *Matorral de umbelliferas*
-  *Matorral de Ericaceas*
-  *Matorral de Quercus*
-  *Pastizal*
-  *Matorral de Fragarías*
-  *Matorral de Sophora*
-  *Áreas cultivadas*

MAPA 6

## GENERALIDADES

### BORO

El boro es indispensable para la nutrición vegetal, no se requiere en grandes cantidades, basta un pequeño exceso en el suelo para que cause daños de consideración.

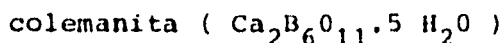
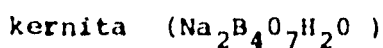
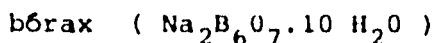
Son numerosos los minerales del suelo que contienen trazas de boro, pero la fuente principal es la turmalina.

En suelos normales con pH cercano a la neutralidad poseen concentraciones normales de boro. La corrección de las deficiencias de este elemento en los cultivos se dificulta bastante. Ha ocurrido varias veces, que el tratar de corregir las deficiencias en diferentes plantas se ha causado la muerte de estas. Las condiciones físicas, la reacción del suelo, el contenido de materia orgánica y el pH además de otros factores tienen una influencia decisiva en los efectos tóxicos o inocuos de una concentración determinada de boro, y por lo tanto hay que tener sumo cuidado al usarlo.

Los efectos causados por la toxicidad se ha demostrado que casi en todos los suelos desaparecen al cabo de dos meses.

El boro interviene principalmente en la división celular, en la síntesis de las proteínas, en el metabolismo de los carbohidratos, facilita el movimiento de los azúcares e interviene en las funciones clorofílicas y en otros procesos de la vida. Teuscher & Adler, (1980) el boro no abunda en la corteza terreg

tre. Se le encuentra en una proporción de 0.001%, principalmente en forma de ácido ortobórico ( $H_3BO_3$ ) y sales oxigenadas conocidas como boratos. Entre estos últimos, los más importantes son:



El boro se obtiene por medio de la reducción del óxido bórico  $B_2O_3$ , con magnesio a altas temperaturas.



El producto que se obtiene es un polvo pardo microcristalino, que normalmente se llama boro amorfo. Por medio de este proceso no se obtiene un producto muy puro, ya que se necesitan altas temperaturas para la reducción y a estas temperaturas el boro reacciona con el magnesio. Pero se puede obtener boro cristalino y puro por reducción del tricloruro de boro ( $BCl_3$ ) con hidrógeno por encima de los 1000 °C.



El boro cristalino es una sustancia muy dura, quebradiza, con un tono metálico mate. A temperaturas ordinarias el boro es mal conductor de la electricidad, pero su conductividad aumenta directamente proporcional con el aumento de la temperatura. En estas características este elemento se parece al silicio y al germanio.

El punto de fusión es de 2300 °C. En este aspecto el boro se parece al carbono y al silicio y como estos elementos, el boro no se encuentra como especie molecular simple. Se conocen mu-

chas modificaciones cristalinas de este elemento. En cada uno de los cuáles, los átomos de boro están unidos entre sí por enlaces fuertes en que se comparten un par de electrones para formar cristales atómicos grandes.

A temperaturas ordinarias el boro amorfo es inerte a todos los reactivos químicos excepto los oxidantes fuertes como el fluor y el ácido nítrico concentrado. A altas temperaturas el boro se quema en el aire dando óxido bórico ( $B_2O_3$ ) y se combina con halógenos dando trihaluros ( $BX_3$ ). Con muchos metales forma compuestos duros, de alto punto de fusión llamados boruros. Muchos de estos boruros tienen composiciones que no pueden interpretarse en términos de los conceptos ordinarios del enlace químico; por ejemplo  $AlB_{12}$ . Aunque es inerte frente a los ácidos no oxidantes, a temperatura elevada el boro reacciona con las bases fuertes fundidas como el hidróxido de sodio (NaOH). En este caso se desprende hidrógeno y se forman boratos.



Los compuestos más importantes de boro son: Trihaluros, ácido bórico, tetraborato sódico, tetraborato cálcico y borato magnésico. (Bailar, Moeller, y Kleinberg, 1968).

#### EL BORO Y SUS APLICACIONES

El boro se aplica ampliamente en forma de ácido bórico en el tratamiento de la madera tropical, productos incombustibles, vidrios resistentes a cambios de temperaturas, porcelanas, en la curtiduría de pieles, en la fabricación de alfombras, cosméticos, blanqueadores, jabones, en la fotografía, en la fabricación de

joyas de fantasía y otros productos. Se le emplea también como bactericida, fungicida, en la preparación de talcos, en la fabricación de desodorantes. Se le usa también a los compuestos de boro, como antiséptico y preservador de alimentos en la industria como son: leche, mantequilla, pescado, jamón y todo tipo de carnes frías; empleando cantidades muy pequeñas del orden de 4.4 gramos de ácido bórico por kilogramo de alimento.

En forma de bórato sódico (borax) se utiliza como detergente y antipurético, como antiséptico de alimentos se aplica en concentraciones similares a las del ácido bórico.

En forma de ácido bórico salicílico se le usa como antiséptico para infecciones ligeras de la piel y se le usa poco en la preservación de alimentos.

En forma de ácido bórico benzóico se usa como preservador de alimentos y como antiséptico para el lavado de la boca.

En forma de glicerina de boroglicerina se le emplea como antiséptico y preservador de bebidas. Se le usa también en la medicina y en la industria (Comisión Hidrológica de la Cuenca del Valle de México, S. R. H., (1971).

El boro en la nutrición de las plantas es elemento esencial aunque las plantas no lo tomen en grandes concentraciones pero no existen evidencias de que desempeñe funciones vitales en la nutrición de las plantas y animales.

En la dieta del hombre el boro se le encuentra de 10-20 mg. por día como producto de los vegetales usados en los alimentos y en el agua potable. Este elemento es de fácil absorción y elimi

nación.

La ingestión del boro al no ser que sea mayor de 5 g. en la dieta no provoca problemas de toxicidad.

En las plantas. las concentraciones de boro varían y pueden ser tóxicas en algunos cultivos; mientras otro tipo de cultivos presentan mayor rango de tolerancia hacia este elemento, como son higo, pera, manzana y otros frutales presentan concentraciones entre 20-120 miligramos de boro por Kilogramo de materia seca (p.p.m. ) ( Vivas, 1953 ).

Presencia del boro en algunos productos alimenticios como son:

Agua potable.....	Mg. de boro/litro	1.75
Jugo de naranja.....	" "	2.50
Agua mineral San Lorenzo....	" "	5.00
Vino blanco .....	" "	8.62
Vino tinto.....	" "	10.00
Agua de mar Acapulco.....	" "	13.75

Las concentraciones de boro encontradas en los productos agrícolas fué como sigue.

PRODUCTO	mg.de boro/Kg.de materia seca.
Chile	-----
Espinaca	7.70
Harina de trigo	1.25
Trigo	1.25
Centeno	2.50



Cebolla	12.50
Papa	6.00
Frijol negro	2.50
Azúcar	2.50
Betabel	25.00
Lenteja	6.00
Garbanzo	6.00
Zanahoria	62.50
Manzana	50.00
Arroz	10.00
Avena	10.00
Sorgo	15.00
Maíz H 123	18.00
Maíz blanco	25.00
Frijol soya	25.00
Maíz H 125	37.50

En el primer enlistado se observa que las concentraciones de boro no son elevadas, en comparación con el segundo cuadro. Lo -- que se aprecia es que el boro en el agua potable para ser resulta dos de 1953, están bastante elevados, ya que tan solo para aguas agrícolas el rango máximo tolerable es de 2 p.p.m.

En el segundo cuadro que corresponde a los productos agrícolas, como se observa los resultados son muy variados, esto se debe a que no todas las plantas tienen el mismo requerimiento de bo ro. Correspondiendo las concentraciones más altas, a la zanahoria 62.50mg. de boro/Kg.de materia seca. Mientras que los valores me-

nores correspondieron al trigo y fue de 1.25 mg. de boro/kg de materia seca (Vivas, 1953).

En general, el comportamiento que tiene el boro en plantas y en los productos elaborados de la misma forma en la dieta humana es variable, tanto desde el punto de vista funcional como estructural (Vivas, 1953).

La concentración del boro en el agua potable de la Ciudad de México, no se le ha considerado como riesgosa. Según análisis realizados por la S.R.H., por medio de la Comisión Hidrológica de la Cuenca del Valle de México (1971). Estos análisis se han hecho de los principales afluentes que proveen a la Ciudad de México. Si los comparamos con los parámetros máximos establecidos en los Estados Unidos, estos valores se pueden considerar altos, ya que sobrepasan 1 mg/lt.

Con respecto a los efectos del boro en el ganado, se ha encontrado que la dosis letal de ácido bórico fluctúa dependiendo de la especie, que va desde 1.2 a 3.45 grs/Kg., del peso del animal.

Concentraciones de ácido bórico en el agua de 2,500 mg/lt han sido perjudiciales para el ganado (Comisión Hidrológica de la Cuenca del Valle de México, S.R.H., 1971).

El efecto del boro en la agricultura puede ser nocivo. Aunque todos los vegetales necesitan este elemento para su normal crecimiento y desarrollo, pero, si las concentraciones de este elemento en el agua exceden de los valores óptimos, pueden presentar problemas. Esto depende de cada cultivo, clase de suelo, méto-

do de labor y eficiencia del drenaje.

El boro se encuentra en las plantas en el ápice vegetativo flores y tejido de conducción.

Aunque los síntomas de la deficiencia de boro son espectaculares, hasta ahora no ha sido puesto en claro su papel en el metabolismo de las plantas. ( Gauch & Dugger, 1953-1954 ), han encontrado argumentos en favor de la intervención del boro en el transporte de glúcidos por la planta. Han llamado la atención sobre el hecho de que el ión borato forme complejos fácilmente con los compuestos polihidroxi, tales como los azúcares. Sugieren que el azúcar es transportada con mayor facilidad por la membrana celular si se encuentra formando complejos con el borato. Como una segunda posibilidad sugieren la idea de que el ión borato puede estar asociado con la membrana celular, donde formaría un complejo con la molécula de azúcar y facilitaría su paso a través de la membrana. Estos autores han comprobado que la deficiencia de boro causa la muerte del ápice caulinar y radicular y la caída de las flores, también dicen que la deficiencia de boro es por la deficiencia de glúcidos ( Nason & Mc Elroy, 1963 ).

Se le han atribuido al boro muchos papeles en el metabolismo de las plantas, pero su papel en el metabolismo de los glúcidos y en el transporte de los azúcares. Este último es el único que ha sido completamente aceptado ( Nason & Mc Elroy, 1963 ). Se le ha atribuido al boro también la intervención en la diferenciación celular, en el metabolismo del nitrógeno, la fertilización, en la absorción, en el metabolismo hormonal, en la relación hí-

drica, en el metabolismo de los lípidos, en el metabolismo de fósforo y en la fotosíntesis.

El primer síntoma de la deficiencia de boro es la muerte del ápice del tallo, esto causa el crecimiento de los brotes laterales cuyos ápices terminan muriendo. Las hojas presentan una textura gruesa cobriza se abarquillan y se vuelven frágiles. Las flores no se forman y el crecimiento de la raíz es muy lento. Las deficiencias de este elemento están relacionadas con la existencia del calcio, potasio, pH del suelo y la textura del mismo. Por lo que suelos ricos en calcio y potasio serán ricos en boro ( Devlin, 1970 ), ( Bonner & Galston, 1969 ), ( Ray, 1969 ), ( Teuscher & Adler, 1980 ), ( Tisdale & Nelson, 1966 ), ( Gaucher, 1980 ), ( Cordoba, 1979 ), ( Bastin, 1978 ).

Dentro de los cultivos, unos son más sensibles que otros al boro, por lo que se les ha dividido en :

Sensibles.

Semitolerante.

Tolerantes.

También las aguas se han clasificado en función del contenido de boro en :

Excelentes .

Buenas.

Permisibles.

Dudosas.

Inadecuadas.

Ver el siguiente cuadro.

LIMITES PERMISIBLES DE BORO PARA VARIOS TIPOS DE AGUAS DE RIEGO.

CLASE DE AGUA	Sensible		Semitolerante		Tolerante	
	p.p.m.		p.p.m.		p.p.m.	
Excelente	menor de 0.33	menor de 0.67	menor de 0.67	menor de 1.00		
Buena	0.33	0.67	0.67	1.33	1.00	2.00
Permisible	.67	1.00	1.33	2.00	2.00	3.00
Dudosa	1.00	1.25	2.00	2.50	3.00	3.75
Inadecuada	mayor de 1.25	mayor de 2.50	mayor de 2.50	mayor de 3.75		

Se ha observado que las plantas son estimuladas con pequeñas cantidades de boro, mientras que cantidades por arriba del límite de tolerancia resultan perjudiciales, ( Palacios y Aceves, 1970 ).

La concentración del boro en las aguas negras de la Ciudad de México se encuentra poco excedida con respecto al agua potable. Tal incremento equivale a una parte por millón. Se tiene que tomar en cuenta que el agua potable ya se encuentra excedida. Si tomamos en cuenta el valor máximo permisible que es de 1 mg/lt en los EE.UU y en la Ciudad de México es de 1.75 mg/lt. Como se puede ver la concentración de boro se acerca a 2.0 mg/lt y en algunos casos se han reportado valores mayores. ( Comisión Hidroló-

gica de la Cuenca del Valle de México, S.R.H., 1971 ). Las consecuencias que puede ocasionar el exceso de boro ya se han mencionado a lo largo de esta parte .

#### D E T E R G E N T E S

Un detergente es una sustancia química que tiene propiedades de limpiar y está constituido por moléculas que presentan una cadena polar alifática que es hidrofílica o sea que absorbe el agua con gran facilidad y otra parte aromática que es hidrofóbica que contrariamente a la anterior la repele.

A esta naturaleza de tipo dual que presenta la molécula se deben las propiedades de los detergentes.

Los detergentes son humectantes ya que abaten la tensión superficial. También tienen acción dispersante e incorporan las partículas de mugre al agua, esta acción es llamada emulsificante.

El uso de los detergentes empezó a aumentar rápidamente después de la segunda guerra mundial, como se ve en la figura 2, a medida que se liberaba más y más detergente en las aguas de desechos domésticos fué poniéndose de manifiesto que estos persistían en el ambiente. Las pruebas no consistían en aguas tóxicas sino en espuma, la cual era muy desagradable.

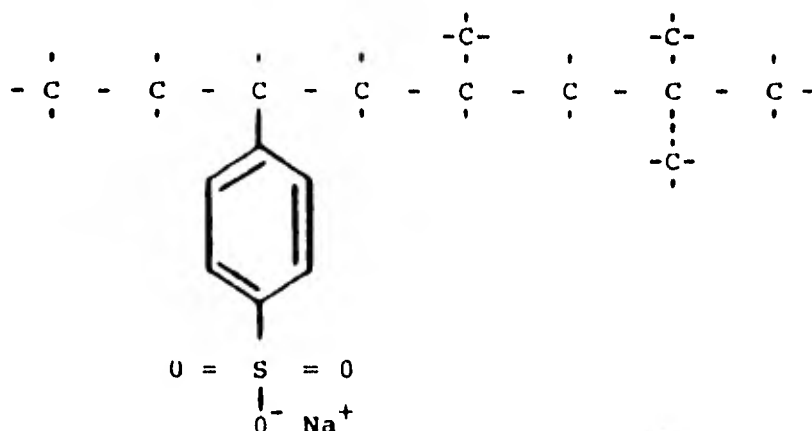
El origen de la espuma se debía a los surfactantes de los detergentes. Se había supuesto que las bacterias ambientales descompondrían rápidamente a los surfactantes como en el caso de los jabones, por lo que se creía que serían biodegradables, pero estos experimentaban solamente una lenta degradación y la mayoría de

las veces persistían sin degradarse y escapaban a los tratamientos de las aguas residuales.

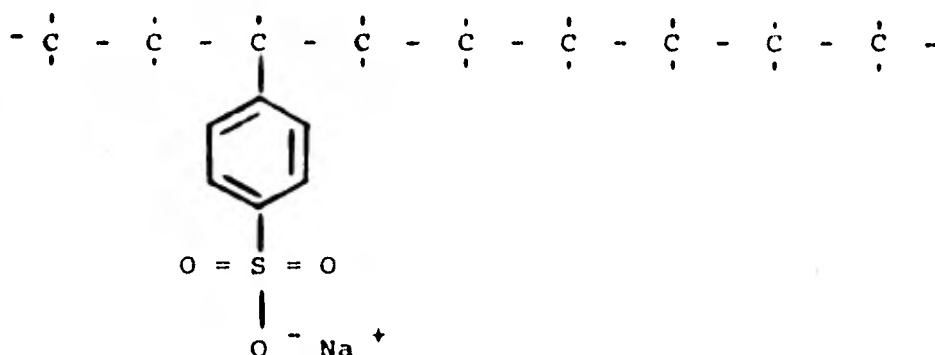
Posteriormente el problema se modificó ya que se cambió la estructura molecular de los surfactantes y haciéndolos más vulnerables a las bacterias. Este cambio se realizó a mediados de la década de los sesentas, principalmente en los EE.UU, Europa y Japón. El cual consistió en modificar la estructura ramificada del A.B.S. alquil benzen sulfonato, por una estructura de tipo lineal como es la del L.A.S. alquil lineal sulfonato.

En México se sigue usando el detergente de tipo ramificado del tipo A.B.S., es una de las causas por la que la contaminación por detergentes ha venido aumentando.

Diferencias entre los surfactantes ramificados y los de tipo lineal.



Estructura de surfactante que se biodegrada con lentitud.



Surfactante que se biodegrada con rapidez .

La preocupación ambiental por el momento con respecto a los detergentes está relacionada con el tipo de estructura utilizada más que con el surfactante. El principal estructurador empleado en los detergentes es el  $\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$  . Esta sustancia no acarrea problemas ambientales ya que el ión  $\text{P}_3\text{O}_{10}^{5-}$  reacciona lentamente hidrolizándose en el ambiente hasta convertirse en ortofosfatos, los cuales no son tóxicos . La reacción es



El uso de los detergentes, es el causante del 50 % de los fosfatos presentes en las aguas residuales: Y cerca de las grandes metrópolis, son los responsables del 70% de los fosfatos ( Stocker & Seager, 1981 ).



Los detergentes además de los agentes surfactantes activos del tipo (A.B.S.), en un 20 %, presentan compuestos complementarios que contienen de 70-80 % y pueden ser:

Hidróxido de sodio ó potasio.

Sales inorgánicas neutras.

Sales alcalinas de ácidos inorgánicos diluidos.

Carbonato de sodio.

Bicarbonato de sodio.

Fosfato de sodio.

Pirofosfato trisódico.

Tripolifosfato de sodio.

Pirofosfato tetrasódico.

Hexametafosfato de sodio.

Los agentes surfactantes activos se clasifican según su disolución electrolítica. Y por lo que dependiendo de la naturaleza del grupo polar se clasifican en:

Aniónicos

Catiónicos.

No iónicos.

Los surfactantes aniónicos son los compuestos que se emplean en la fabricación de los detergentes comerciales; siendo el más común el (A.B.S.), alquil benzen sulfonato en el uso doméstico.

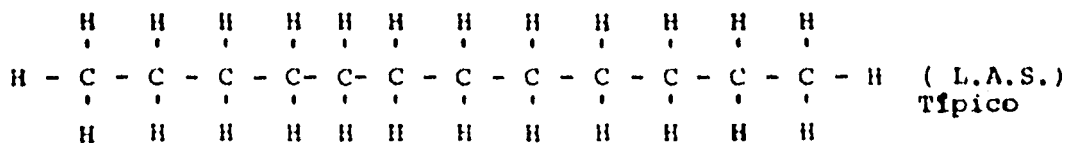
Los surfactantes aniónicos propiciaron el aumento en la producción de los detergentes, por su bajo costo y fácil formulación y elaboración. Este surfactante se deriva de una mezcla de polimeros del polipropileno, su formulación molecular es muy ramificada.

Los surfactantes pueden ser: primarios, secundarios y terciarios dependiendo de la posición del anillo aromático en la cadena de átomos de carbono.

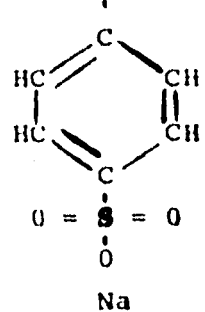
El ( L.A.S.) alquil lineal sulfonato también es un surfactante de tipo aniónico. La diferencia con el ( A.B.S.) es la conformación molecular, ya que el ( L.A.S.) es lineal, mientras que el ( A.B.S.) es ramificado.

El ( A.O.S.) alfa olefín sulfonato de benceno, está incluido también dentro de los detergentes de tipo aniónico, se diferencia de los demás, y principalmente del ( A.B.S.) por la configuración molecular, a la cual se debe la diferencia en la biodegradación.

El ( A.O.S.) es el detergente obtenido más recientemente en la industria, y su uso está limitado casi únicamente para el Japón. También se le usa para fines técnicos, por lo que se le llama detergente técnico.



( L.A.S.)  
Típico



Estructura típica molecular de un surfactante de tipo aniónico.





Para que un surfactante sea activo debe poseer un balance entre los grupos iónicos hidrofóbicos e hidrofílicos, la porción hidrofóbica se debe orientar fuera del agua y la hidrofílica dentro de ella.

#### DETERGENTES BIOLÓGICOS

Estos han aparecido en el mercado recientemente. Son una mezcla del detergente común, perfumes, colorantes, abrillantadores y algunos otros ingredientes, además de enzimas. Los abrillantadores son tintes que absorben la luz ultravioleta invisible y emiten luz blanca o azul y de esta manera aunque la ropa no esté limpia, lo aparenta con el color reflejado por la luz ultravioleta. Los abrillantadores no solo los presentan los detergentes biológicos, sino, todos en general.

El agente biológico es una enzima, proteolítica "activa" Bacillus subtilis, la cual al encontrarse en un medio adecuado de humedad y temperatura produce la desintegración de las moléculas de grasa y destruye también las proteínas.

Los detergentes como ya se dijo han venido desplazando a los jabones, aparte de que no forman precipitados insolubles con los metales alcalino-térreos, fácil formulación y el costo. Tan solo en los Estados Unidos las reservas de grasas y aceites, que es la fuente principal del contenido de los jabones, serían inadecuadas para la producción. Si el jabón se empleara para sustituir la actual producción anual de 2.6 bi-

llones de kilogramos de detergentes, haría falta alrededor de 1 billón de toneladas de sebo. El uso de cantidades tan elevadas de sebo haría entrar en competencia a los fabricantes de jabón por esta substancia, que en la actualidad se dirige hacia las reservas alimenticias mundiales (Stocker & Seager, 1981).

#### BIODEGRADACION DE LOS DETERGENTES

La biodegradación de las moléculas de detergentes depende más del aspecto global de la molécula que de la:

Longitud de la cadena.

Ramificaciones.

Posición del grupo fenilo.

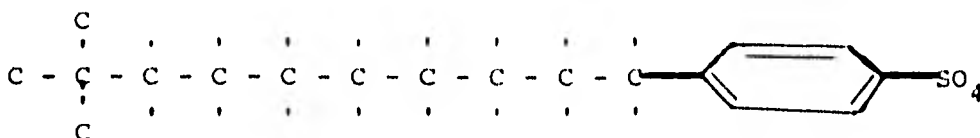
Grupo sulfonato.

La velocidad de biodegradación de la molécula de detergente depende mucho de la longitud de la cadena, ya que una cadena de L.A.S. de 14 átomos de carbono es más rápidamente degradada que una de 12 átomos. De la misma manera se ha demostrado que se cumple para los isómeros del detergente. Por lo que se ha concluido que la biodegradación de los detergentes del tipo L.A.S. se incrementa rápidamente en cadenas que contienen de 6 a 12 átomos de carbono (Swisher, 1963).

La resistencia del A.B.S. a la biodegradación fue tratada por McKinney, 1959), a un átomo de carbono cuaternario en el grupo alkilo. En los procesos de oxidación biológica de los compuestos lineales se forma una doble ligadura como paso

intermedio en el mecanismo de degradación. Esto no ocurre en el átomo de carbono cuaternario.

(Nelson, 1961), demostró que el A.B.S. con un átomo de carbono cuaternario terminal es muy resistente a la biodegradación.



(Swisher, 1963), demostró que cuando una molécula de surfactante presenta un grupo cuaternario terminal no interfiere en la degradación, si existe en el compuesto una cadena con un extremo abierto. Esto fué demostrado en aguas de río.

(Allred, 1964), (Huddleston, 1963), comprobaron que los carbonos cuaternarios internos presentan distintos grados de dificultad para su biodegradación.

(Tarring, 1965), comprobó que los grupos dimetilos que se encuentran en las moléculas del surfactante hacen que este sea más resistente a la biodegradación, que los que presentan un grupo metilo sencillo.

(Huddleston, 1962), dice que cuando la biodegradación de los surfactantes depende del grupo fenilo y de su posición en la cadena, la biodegradación es más rápida cuando está en el centro de la cadena que cuando el grupo se encuentra cerca de los extremos de ésta.

El grupo sulfonato tiene mayor efecto en la biodegradación que la unión del anillo bencénico en la cadena. Sin embargo, los grupos cíclicos pueden ser degradados sin dificultad, ya que su presencia en los compuesto solo hace que la molécula de detergente sea más compacta, disminuyendo con esto su velocidad de biodegradación. Es decir, si una molécula presenta dos o más grupos cíclicos ésta se hará más compacta disminuyendo con esto la velocidad de biodegradación. (Swisher, 1963).

#### DEGRADACION PRIMARIA

Es el primer proceso, donde la estructura molecular del surfactante es afectada y ésta depende principalmente de la linealidad del grupo hidrofóbico, de la naturaleza del grupo hidrofílico y de la manera en que esté unido a la cadena.

La mayoría de los investigadores que se han dedicado a este aspecto como son (Bogan, 1954; Sawyer, 1955 y Pitter, 1966), afirman que el sulfonato de alkilo lineal (L.A.S.), es biodegradable, mientras que el alquil bencen sulfonato (A.B.S.), no lo es. Estos autores creen que la resistencia está dada por el derivado del polipropileno al (A.B.S.), mientras que el (L.A.S.), contrariamente no es muy resistente a la biodegradación.

#### B E T A O X I D A C I O N

Es el mecanismo por medio del cual los microorganismos



degradan los ácidos grasos. En la reacción ocurre una oxidación simultánea de dos carbonos en grupos, en una sucesión de grupos acetilos que se pueden usar como fuentes energéticas. Este proceso consiste en una serie de reacciones catalizadas por enzimas producidas por los microorganismos, donde el grupo carboxilo es esterificado por la coenzima A (CoA). Posteriormente dos hidrógenos son eliminados para dar un derivado alfa-beta insaturado los cuales son deshidrogenados para formar beta o ceto. Finalmente una molécula de CoA se adhiere entre los carbonos alfa y beta separando el grupo acetilo de la Co A y se forma CoA-ácido graso, la molécula queda en dos carbonos menos que la original.

Este proceso se repite hasta que la molécula se degrada totalmente.

El proceso anterior difiere cuando se presenta en condiciones aeróbicas, que en condiciones anaeróbicas. En cada caso se obtienen productos diferentes, dependiendo del aceptor que entre en el mecanismo.

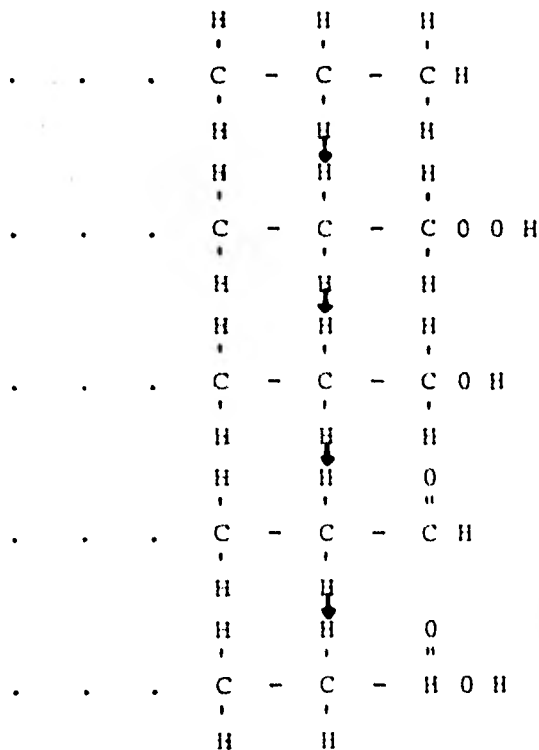
En condiciones aeróbicas el producto final es agua y en el caso contrario el producto final es el metano o un sulfuro de hidrógeno.



Los mecanismos de las bacterias y otros microorganismos para degradar los surfactantes, se han desarrollado para utilizar productos de desechos como fuente de energía, los cuales son catalizados por enzimas producidas por los microorganismos.

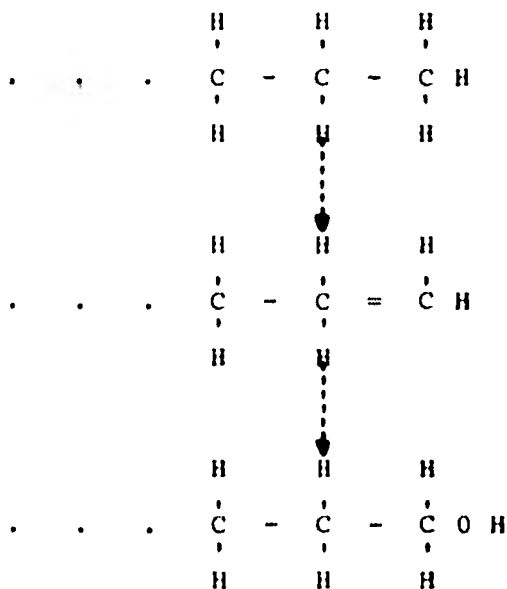
OMEGA OXIDACION

El ataque de los surfactantes ( L.A.S.) , ( A.B.S.) y (A.O.S), por los microorganismos se inicia con la oxidación del grupo metilo terminal, éste proceso consiste en la adición de oxígeno molecular a los hidrocarburos, los cuales son catalizados por oxigenasas y dan un hidroxiperóxido primario, un aldehído y un ácido carboxílico.



W Oxidación por oxigenación.

Deshidrogenación. Es un proceso por medio del cual se forma una doble ligadura en un extremo de la cadena.



W Oxigenación por deshidrogenación

METIL OXIGENACION

En este proceso el grupo terminal de un surfactante es oxidado, para obtener un grupo carboxilo y posteriormente se efectúa la beta oxidación.

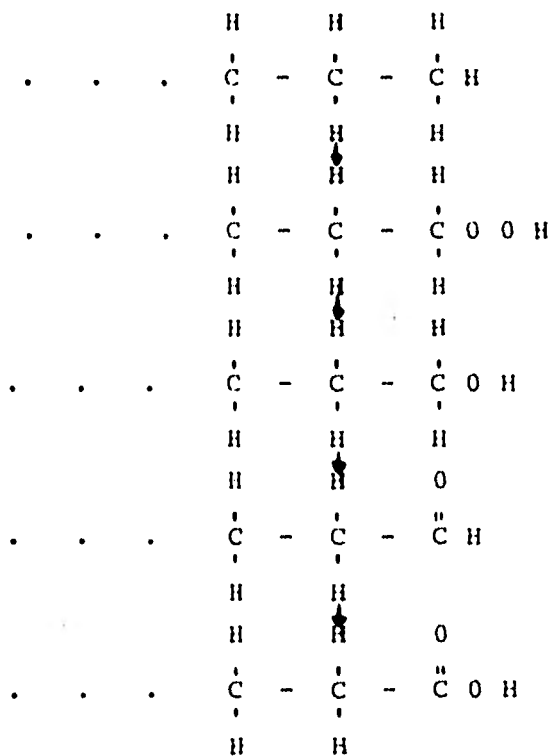
OXIDACION DITERMINAL

Esta ocurre, cuando la beta oxidación es muy lenta o la

omega oxidación es muy rápida, para efectuar el ataque simultáneo en ambos extremos de la cadena. Dando como resultado ácidos descarboxílicos alfa y omega atacado por la beta oxidación por los extremos de la cadena.

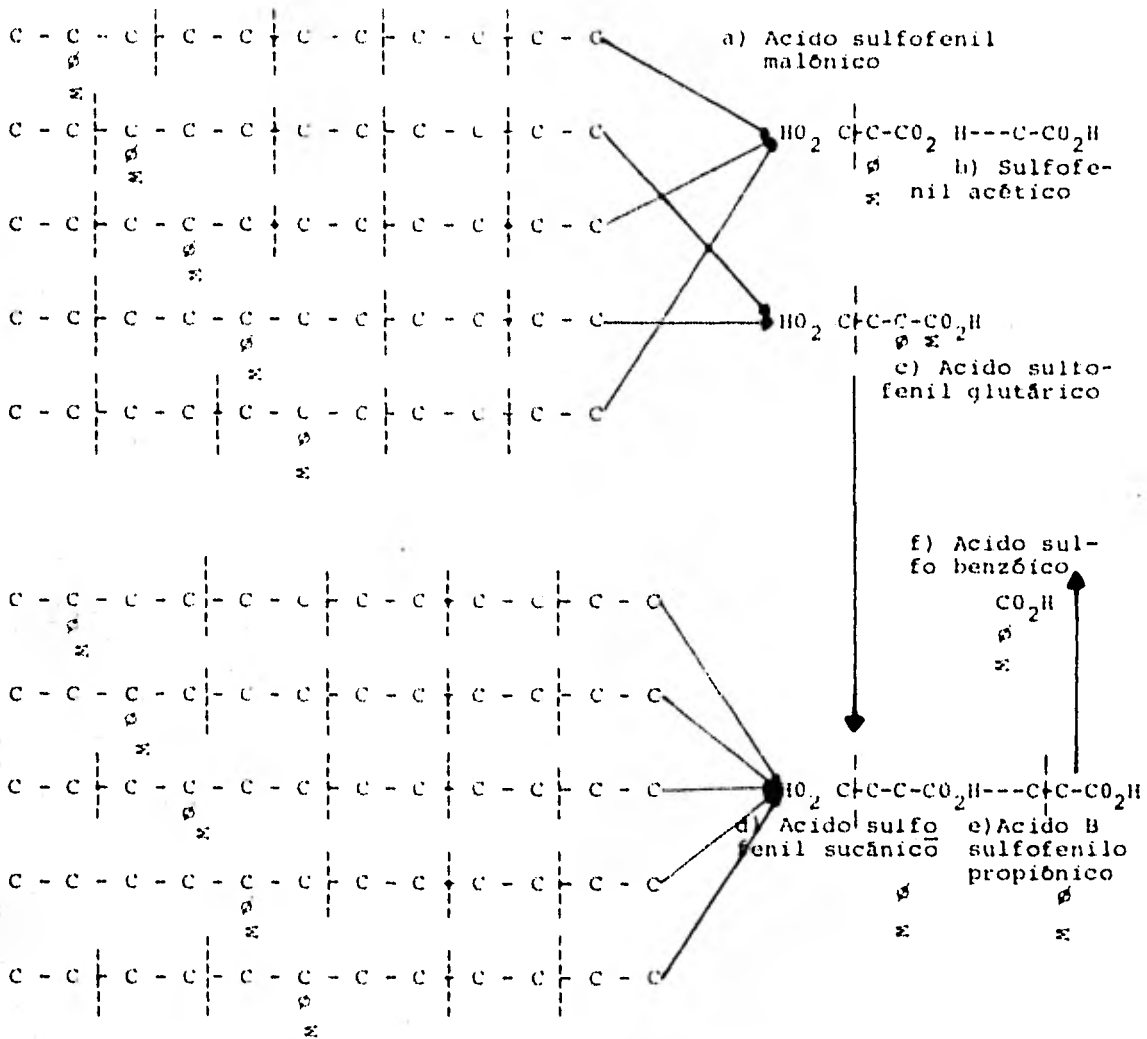
BIODEGRADACION DEL L.A.S.

Se sugiere como posible mecanismo de biodegradación la omega y beta oxidación, donde el ataque se inicia primero en el extremo de la cadena del alquilo, aunque no se han reportado los pasos intermedios entre el L.A.S. original y el final.



Oxidación por oxigenación





Biodegradación del ( L.A.S. ) de 11 y 12 átomos de carbono  
 ( Heyman, 1968 ).

Los microorganismos con facultades de producir las enzimas responsables de la degradación del L.A.S. han tenido que adaptarse para degradar completamente el anillo bencénico. Sin embargo, las secuencias de los mecanismos de las reacciones no son del todo conocidas.

Algunos investigadores suponen que posiblemente ocurre un rompimiento del anillo en la cadena oxidada parcialmente. Otros opinan que, necesita efectuarse la oxidación completa de la cadena, o que tal vez se efectúa primero la eliminación del grupo sulfonato y posteriormente se degradará el anillo aromático.

Degradación del A.B.S. lineal. La degradación de las mezclas de isómeros de fenil dodecano orto y meta no ha sido posible por medio de lodos activados. En una mezcla de homólogos de A.B.S. la degradación ocurre lentamente a medida que el grupo fenilo se encuentra en el centro de la cadena. Se ha mezclado experimentalmente A.B.S. de cadena lineal de 14 átomos de carbono. En los primeros 14 días hay una degradación muy lenta, sin embargo el mayor porcentaje se degradará entre los 12 y 17 días, y esta degradación es mucho más rápida que en cadenas de 12 átomos de carbono. Cuando se ha experimentado con cadenas lineales de A.B.S. de más de 14 átomos de carbono, la velocidad de degradación decrece notablemente. Se puede afirmar que la degradación de los surfactantes a medida que aumenta el número de átomos de carbono de la cadena, la velocidad de biodegradación es más rápida hasta cierto límite del tamaño de la cadena. ( Martínez y Col, 1971), ( Comisión Hidrológica de la Cuenca del Valle de México, 1970 ).



En la biodegradación de los surfactantes, su estructura molecular, está íntimamente relacionada con los mecanismos que utilizan los microorganismos para el desdoblamiento.

A pesar de todas las investigaciones efectuadas para determinar la degradabilidad de los detergentes, aún no existen conclusiones claras que conduzcan a adoptar criterios generales, ya que los investigadores le dan mayor importancia a los aspectos estructurales de las moléculas de los detergentes como son:

Longitud de la cadena, ramificaciones, posición del grupo fenilo, sulfonato y no a la forma general de la molécula.

#### EFFECTOS DE LOS DETERGENTES EN LA FAUNA ACUATICA

Lemke y Mount, (1963), demostraron en tres bioensayos durante 30 días que el pez Lepomis macrochirus sometido a diferentes concentraciones de A.B.S., respondía de diferente manera, como se verá en los resultados obtenidos.

1.- En concentraciones de 1.9 p.p.m., los peces no fueron afectados.

2.- En concentraciones de 3.2 y 6.4 p.p.m., algunos peces murieron.

3.- En concentraciones de 13.0 p.p.m., todos los peces murieron.

En los casos 1 y 2 algunos peces aumentaron de tamaño y en el caso 3, aparte de que todos murieron, disminuyeron de peso con relación al testigo.

Pickering y Thacher, (1970), trabajaron con peces Pimephales promelas, usaron L.A.S. en condiciones de acuario, con los

siguientes tratamientos y los resultados fueron los siguientes:

1.-	A	concentraciones de	3.2 mg/lt	el	100 %	sobrevivieron
2.-	"	"	4.2	"	85 %	"
3.-	"	"	5.6	"	25 %	"
4.-	"	"	10.0	"	0.0 %	"

como se puede ver el valor máximo tolerable de L.A.S., es alrededor de 3.7 mg/lt.

(Swisher et al, 1964), reportan que el L.A.S., es relativamente tóxico a las truchas de río a una concentración de 3 mg/lt.

Mann, (1955), reportó que los detergentes son tóxicos para los peces y los organismos que sirven de alimento para los peces, a una concentración de 10-25 p.p.m.

#### EFFECTOS DEL A.B.S. Y L.A.S. EN LA FLORA

(Klein, 1962), demostró en cultivos hidropónicos que el A.B.S., inhibe el crecimiento de las plantas en un 70 % a una concentración de 10 mg/lt y en un 100 % a 40 mg/lt y los productos son acumulados principalmente en orden decreciente en tallos, hojas, raíces y otras partes de la planta.

En girasol a una concentración de 10 mg/lt después de un tiempo las hojas se vuelven cloróticas y en cultivos en tierra, a la misma concentración no ocurre lo mismo, solo se retarda el crecimiento y las plantas de cebada no son afectadas. El A.B.S., a concentraciones de 5-20 mg/lt acelera la germinación.

## EFFECTOS DE LOS DETERGENTES EN LOS SUELOS

Los países que carecen de agua, han tenido que hacer uso de las aguas de desechos de las ciudades (aguas negras) para regar los campos agrícolas, las cuales aparte de que se toman como recursos, también aportan gran cantidad de contaminantes como son: los detergentes que provocan la contaminación de los suelos. (Mascareño, 1974).

Robeck, (1963), demostró que la materia orgánica del suelo incrementa la capacidad de adsorción de los detergentes y con esto se reduce la permeabilidad del mismo, esto hace que aumente el tiempo de contacto de las partículas con el A.B.S., también observó que las bacterias coliformes y nitrificantes del suelo disminuyen gran cantidad, modifica la capacidad de intercambio catiónico total del suelo, modifica la demanda química de oxígeno en el suelo D.Q.O., y sólo se establece el equilibrio cuando el A.B.S., se degrada de 11.5 mg/lt a .50 mg/lt. Esta degradación es llevada a cabo por medio de bacterias y lodos activados después de adaptarse a las nuevas condiciones del suelo.

También demostró que los suelos arenosos retienen menor cantidad de A.B.S. En los suelos que son regados con aguas negras domésticas e industriales que presentan óxidos de hierro y aluminio a un nivel de 50 microgramos por mililitro se incrementa la cantidad de A.B.S., por la atracción que estos minerales presentan sobre los aniones del detergente.

Krishna, (1966), afirma que la materia orgánica y los

compuestos de fierro y aluminio son los principales factores en la adsorción del L.A.S., en la agricultura los efectos también se denotan, concentraciones de A.B.S., de .025 % presentan una acción antimitótica en el bulbo de la cebolla, la sensibilidad de los cultivos hacia los detergentes está influido por el pH de la solución del suelo. Se ha dicho también que ciertos tipos de detergentes principalmente los biodegradables a bajas concentraciones presentan una acción benéfica en ciertos cultivos como son: maíz, frijol, chicharo, cebada y alfalfa. Al respecto no se ha detectado la dosis adecuada, ya que en esto interviene también la composición y las características generales del suelo.

En México, las aguas negras de las grandes ciudades presentan concentraciones hasta de 22 mg/lt de diferentes surfactantes y cuando estos compuestos no son degradados rápidamente, ocasionan la reducción de la fertilidad del suelo y la productividad del mismo.

Los detergentes aniónicos causan mayor susceptibilidad a la exposición subsecuente de (dieldrin), (D.D.T.), (aldrin) y otros.

Las sales también tienen influencia marcada sobre el efecto de los detergentes en los suelos.

Los residuos de insecticidas han aumentado en los campos agrícolas, los cuales se han ido acumulando en las plantas, ya que estos no son biodegradables, por lo que se ha demostrado que los detergentes ayudan aumentando la persistencia de insecticidas.

ticidas en el suelo.

Los detergentes también han tenido un papel importante en la contaminación del manto freático, las playas y los mares. Esto sucede cuando por causa de escasez de aguas se usan las aguas negras de las ciudades, después de un ligero tratamiento, o como en el caso de México, en que las aguas no sufren ningún tipo de tratamiento, las cuales se infiltran contaminando los mantos freáticos, los suelos y los ríos.

La contaminación por detergentes es un problema que merece especial cuidado, ya que el suelo sirve como descontaminante, pero altera la relación suelo-planta-hombre.

ticidas en el suelo.

Los detergentes también han tenido un papel importante en la contaminación del manto freático, las playas y los mares. Esto sucede cuando por causa de escasez de aguas se usan las aguas negras de las ciudades, después de un ligero tratamiento, o como en el caso de México, en que las aguas no sufren ningún tipo de tratamiento, las cuales se infiltran contaminando los mantos freáticos, los suelos y los ríos.

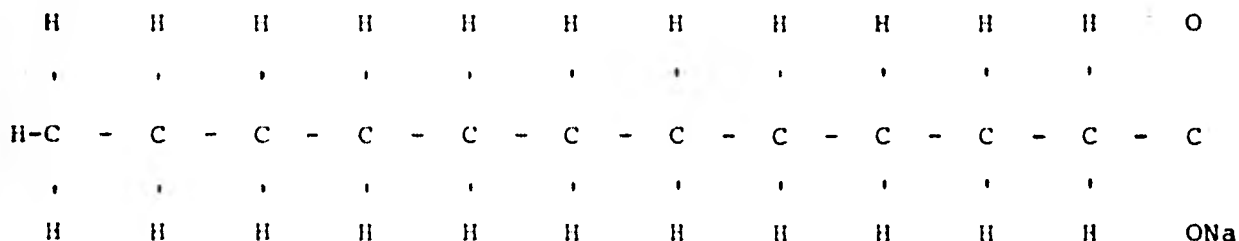
La contaminación por detergentes es un problema que merece especial cuidado, ya que el suelo sirve como descontaminante, pero altera la relación suelo-planta-hombre.

J A B O N E S

Un jabón es la sal de sodio o de potasio, de los ácidos grasos orgánicos de cadena larga. Se forman por la saponificación de grasas vegetales o animales con álcalis.

Los jabones han sido desplazados por los detegentes, ya que estos últimos no forman precipitados insolubles de elementos alcalinoterreos como son el  $Ca^{++}$  y el  $Mg^{++}$  en las aguas duras, a veces también el  $Fe^{++}$  forma precipitados insolubles, además los jabones no son estables hacia los ácidos y metales pesados.

Una de las características de los jabones desde el punto de vista de la contaminación es que: éstos son fácilmente biodegradables y no son tóxicos, a diferencia de los detergentes que se usan en México.



Estructura típica de un jabón.

R E V I S I O N B I B L I O G R A F I C A

ALUMINIO

Mascareño, (1974), menciona que el aluminio soluble fué de 0-1.60 p.p.m., en aguas negras el promedio encontrado fué de .15 p.p.m., en aguas blancas los resultados fueron de .23 p.p.m., mientras que el aluminio total en las plantas fué de 63.7 p.p.m. menciona que los resultados en suelos y en aguas estan dentro de los normales, pero en plantas estan altos, en comparación con valores obtenidos por autores que han trabajado en suelos contaminados.

Mc lean y Gilbert, (1927), han demostrado que la lechuga, alfalfa, remolacha y la cebolla son muy sensibles a la toxicidad por aluminio.

Stiles, ( 1958), encontró que el aluminio mejoraba el crecimiento de cierto número de plantas. Pero sin embargo a este elemento se le conoce como tóxico más que benéfico, cuando se le encuentra en grandes cantidades en forma soluble en el suelo.

Sub- S.M.A., S.S.A., (1973), menciona que los valores máximos permisibles de substancias en aguas de riego de uso continuo en los EE.UU. para el aluminio es de 1.0 p.p.m., y para aguas de uso limitado en suelos con textura fina únicamente 20.0 p.p.m., de este elemento.

Umesh y col., (1973), encontraron que la toxicidad del aluminio se puede eliminar con encalados para subir el pH del suelo por arriba de 5.5, y de pH por debajo de 4.3 se observan



fuertes toxicidades en las plantas y un desarrollo anormal en las raíces.

#### DETERGENTES

Cohen et al., (1962), realizaron estudios y demostraron que las arenas y suelos arenosos adsorben comparativamente poco A.B.S., por la textura tan gruesa de los suelos.

Eliás, (1974), concluyó que:

1.- La toxicidad de los detergentes aniónicos está en función del tipo de cultivo.

2.- Que la germinación se ve alterada ya sea acelerando o inhibiéndola y la magnitud de la alteración no es proporcional a la concentración del detergente, ya que para cada tipo de detergente existen diferentes concentraciones óptimas según el tipo de cultivo.

3.- No se encontró relación alguna entre el contenido de la materia orgánica, contenido de fierro y aluminio de los suelos tratados con detergentes y la adsorción de los mismos.

4.- En general no se puede hablar de que un detergente sea más tóxico que otro, ya que aún en un mismo tipo de detergente en las tres concentraciones estudiadas se observó discrepancia en cuanto a peso húmedo, peso seco y productividad que fueron los parámetros medidos en este estudio.

Flores y Rodríguez, (1970), concluyen que la forma de preparar la tierra hasta llegar a las tobas en algunos casos así como el riego con aguas negras mejora su contenido en materia

orgánica, haciendo que los suelos de poco espesor se aprovechen mejor agrícolamente dando rendimientos altos en forma sostenida; por lo que se puede aumentar la superficie a medida que se cuenta con mayor volúmen de agua.

No se han presentado problemas de salinidad ni de sodicidad en los suelos regados con aguas negras. No se han presentado problemas ni en plantas ni en animales, tampoco en la población que consume los productos agrícolas del lugar. A pesar del problema de boro en las aguas negras, tampoco hay problemas en los cultivos de la zona como resultado de la presencia de detergentes que van mezclados en las aguas negras. El riego con aguas blancas disminuye el rendimiento de las cosechas, por lo cual se prefiere regar con aguas negras.

Goldberg, ( 1963), (1970), estableció una variación de concentraciones entre 0.03 a 2 p.p.b., pero investigaciones recientes reportan un promedio de 0.1 p.p.b. en general. En el agua potable se han encontrado 5.0 p.p.b. de A.B.S.

Goldberg, (1964), ha realizado estudios del efecto del A.B.S., en la germinación y se ha encontrado que la estimula, ya que posiblemente ocasiona cambios en la permeabilidad de la semilla, permitiendo que tanto el intercambio de gases como el hídrico sea más rápido acelerando también la actividad enzimática que interviene en la germinación.

J. Water Poll. Fed., (1963), realizaron estudios cuyos objetivos eran:

- 1.- Observar el comportamiento del A.B.S., en el suelo.

2.- Conocer el efecto de este compuesto en el desarrollo de las plantas y concluyeron :

a.- Que los suelos tienen una cierta capacidad de absorción de A.B.S., y que es mayor en la capa superficial.

b.- Que la absorción es proporcional a la concentración de A.B.S., infiltrado en el suelo dentro del rango de 0.01 a 10.0 p.p.m., en solución.

3.- Existen algunas dificultades para eliminar el A.B.S., absorbido en períodos cortos de tiempo y encontraron que en algunas plantas el A.B.S., ocasiona bajas en los rendimientos de cártamo de 70 a 100 % con soluciones de A.B.S., de 10 a 40 p.p.m., y encontraron mayores concentraciones en raíces; la degradación de A.B.S., se presenta primero en hojas, tallos y raíces; el cártamo fué el más afectado. Y otros cultivos produjeron buenas cosechas, por lo que fueron más los beneficios de las aguas negras por los nutrimentos que los perjuicios efectuados por el A.B.S.

Juárez, (1971), en experimentos a nivel de invernadero concluyó que: el A.B.S., es tóxico para el frijol a una concentración de 40 p.p.m. en la solución del suelo saturado.

A diferencia de lo anterior cuando se le agregan cantidades inferiores por ejemplo 20 p.p.m. a la lechuga no le afecta al contrario la estimula.

Klein et al, (1963), estudió los efectos de los surfactantes en girasol, cebada, Lupinus albus se cultivaron tanto en - suelos como en hidroponía en condiciones de invernadero y encon

traron que las concentraciones de surfactantes utilizados de 10-40 mg/lt inhibe marcadamente el crecimiento del girasol, en cebada cuando crecía en hidroponía presentaba síntomas de clorosis, por lo que concluyeron que los efectos del A.B.S., no eran tan marcados en suelos como en hidroponía, estos estudios revelaron que tanto en cebada y en general la mayor concentración del A.B.S. se presentaba en las raíces y en menor cantidad en tallos y hojas, pero los productos de la degradación del A.B.S., se encontraron predominantes en tallos y hojas; aunque se cree que la degradación ocurre en las raíces y luego los productos de la degradación se transportan a los tallos y las hojas.

Klein y Col, (1964), realizaron estudios en columnas de suelos, saturados e insaturados y concluyeron que no existen diferencias en la absorción del A.B.S. en condiciones de flujo saturados: también de sus investigaciones concluyeron, que en sus columnas experimentales se presentaba un modelo de adsorción, el cual era máximo en los primeros 2.5 cm de sus columnas de suelo y que a medida que aumentaba la profundidad era menor la adsorción, siendo nula en el fondo de la columna también realizaron estudios en las columnas biológicamente activas y columnas esterilizadas o inactivadas, de dichas investigaciones concluyeron que la biodegradación del A.B.S. en suelos biológicamente activos era mucho mayor que en suelos estériles donde la degradación del A.B.S. es muy lenta.

Ma Gauhey y Klein, (1956), en experimentos observaron:

a.- Que los suelos tienen una cierta capacidad de adsorción de A.B.S. y es mayor en la capa superficial.

b.- La adsorción es directamente proporcional a la cantidad de A.B.S. presente infiltrado en el suelo dentro de un rango de 0.0 a 10.0 p.p.m. en la solución.

c.- La eliminación del A.B.S. no es rápida.

Martínez y Col, (1971), estos autores concluyeron que:

1.- La degradación biológica de los detergentes del tipo A.B.S. depende del grupo fenilo y de su posición, de los grupos sulfonatos en la estructura de la molécula del detergente, de la longitud de la cadena y de sus ramificaciones.

2.- Como la cadena del surfactante del tipo L.A.S. es lineal su biodegradación es más rápida y este proceso aumenta a medida que disminuye el tamaño de la cadena.

3.- La toxicidad de los surfactantes es mayor a medida que se incrementa la dureza de las aguas.

4.- Concentraciones de 2.5-10.0 p.p.m. de cualquier surfactante afectan al camarón de agua dulce y a las truchas de río.

5.- Las máximas concentraciones de A.B.S. y L.A.S. que soportan los peces recién eclosionados de algunas especies es de 3.2 mg/lt.

6.- La toxicidad de los detergentes aumenta cuando en el agua o en el suelo se presentan herbicidas e insecticidas.

7.- Concentraciones de 4.6-12.7 mg/lt de A.B.S. pueden incrementar el cultivo de gramíneas.

8.- El A.B.S. disminuye la actividad de las bacterias e-

dáficas nitrificantes a concentraciones de 5.0 p.p.m.

9.- Las aguas negras de la Ciudad de México presentan una concentración alrededor de 19.0 p.p.m. de A.B.S.

10.- La materia orgánica, el fierro y el aluminio son los principales responsables de la adsorción de los detergentes en los suelos.

11.- Los detergentes en los suelos aumentan la retención de herbicidas e insecticidas.

Ramírez, (1975), concluye que en el Río Lerma el índice de diversas plantas es muy bajo y esto aunado a los parámetros físicos y químicos revelan contaminación.

Y con respecto al Río Santiago los índices de contaminación son similares a los del Lago de Chapala. Aunque este autor casi no toma en cuenta los parámetros físicos y químicos del lago y del río, dirigidos al aspecto de contaminación por detergentes, aceites y metales pesados, sólo determina algunos aspectos, pero no los comenta, ya que aclara que estos factores no fueron tomados en cuenta, sólo da algunos resultados, que se mencionan en seguida:

ACEITES: Lago de Chapala 23.1 mg/lt ; Río Lerma 165.1 mg/lt ; Río Santiago 60.8 mg/lt.

A.B.S. Chapala 0.0 mg/lt ; Lerma 0.05 mg/lt ; Santiago 0.04 mg/lt .

FENOLES: Chapala 27.9 mg/lt ; Lerma 46.2 mg/lt ; Santiago 48.5 mg/lt .

PLOMO Chapala 437.2 mcg/l. Río Lerma 25.0 mg/lt; Río San tiago 7.0 mg/lt.

CADMIO Chapala 0.0. mg/lt ; Río Lerma 0.0 mg/lt ; Río San tiago 0.0 mg/lt.

COBRE Chapala 61.5 mg/lt ; Río Lerma 25.0 mg/lt; Río San tiago 43.50 mg/lt.

Rivera, (1970), trabajo en invernadero con siete cultivos; alfalfa, avena, cebada, frijol, jitomate, lechuga y zanahoria utilizando agua de riego con concentraciones de 10.0, 30.0, 50.0 y 70.0 p.p.m. de A.B.S. y no encontró efectos negativos en las plantas para ningún tratamiento de A.B.S., observó que el agua que contenía 70.0 p.p.m. se infiltraba más rápidamente que a menores dosis y observó que el A.B.S. abate la tensión superficial de la solución del suelo ocasionando mayor absorción de agua por las plantas y en la lechuga hubo un aumento en el rendimiento de un 30.0 % por efectos del A.B.S.

Suess, (1964), en estudios sobre la adsorción del A.B.S. en suelos, señala que está en función de ciertas propiedades del suelo, como es la parte mineralógica, el tamaño y forma de las partículas que constituyen el suelo, por lo que la mayor adsorción es en suelos más finos.

Wayman et al., (1964), han encontrado que la adsorción del L.A.S. está influenciada por el pH, contenido de sales, arcillas, carbonatos, óxidos de fierro y materia orgánica del suelo.

Wayman, (1965), encontró que los suelos que contienen

clorita, caolinita, alofano y arcillas presentan una gran adsorción del A.B.S. éste estimula la retención del agua y de los nutrimentos por las raíces, aumenta la velocidad de sedimentación de las partículas y abate la tensión superficial.

Webber, (1967), reporta que los suelos con textura media y buen drenaje biodegradan de 280 a 336 kg/ha. de detergentes durante el ciclo agrícola.

Wills y Knox, (1954), en experimentos realizados señalan que los surfactantes inactivan las proteínas y otras enzimas y también dañan la membrana celular.

#### BORO

Eaton, ( 1939 ), comprobó que concentraciones de 5 p.p.m en aguas de riego causan daños en cultivos muy sensibles. Y que los efectos tóxicos del boro son menores en zonas de altas precipitaciones.

Eaton y Wilcox, ( 1939 ), separaron los suelos con respecto a la cantidad de boro presente en dos tipos. Los suelos con 0.1 a 0.5 p.p.m. son deficientes en este elemento. Y los suelos que contienen de 1-5 p.p.m. o más ocasionaron toxicidad.

La Sub.S.H.A., S.S.A., ( 1973 ), indica que los rangos máximos permisibles de sustancias tóxicas en aguas de uso continuo de los EE.UU. es de .75 p.p.m. y en aguas de uso limitado en suelos con textura fina únicamente el rango máximo es de 2.0 p.p.m. y para aguas de riego de México los rangos son de 0.4 a 2.0 p.p.m. de boro.

Mascareño, ( 1974 ), haciendo estudios de suelos y aguas



negras en el Edo. de Hidalgo obtuvo los siguientes resultados: en suelos el boro soluble varió de 0.85-4.05, con una media de 2.97 p.p.m.; en aguas negras los resultados fueron de 1.70 p.p.m.; en plantas las concentraciones encontradas fueron normales.

#### COBALTO

Devlin, (1970), comenta que el cobalto es un componente de la vitamina B<sub>12</sub>, y es necesario para algunos animales, esta necesidad sólo se le ha reportado en plantas en el caso de algunas esquizofíceas. Pero sin embargo, se han descrito muchos ejemplos de toxicidad de cobalto en diferentes plantas.

La- Sub. S.M.A., S.S.A., ( 1973 ), indica que en los EE.UU. los valores máximos permisibles de cobalto en aguas de uso continuo son de 0.2 p.p.m. y para aguas de uso limitado en suelos con textura fina el contenido de cobalto es de 10.0 p.p.m.

Mascareño, (1974), en suelos del Distrito de Riego 03 de Tula, Hidalgo encontró que el cobalto extractable en suelo varió de 0.08 a 1.08 p.p.m. siendo estos valores normales. En aguas negras usadas para riego encontró 0.020 a 0.160 p.p.m. por lo que estas cifras también son normales. En las plantas las concentraciones de cobalto fueron bajas.

Samis, (1971), reporta que la contaminación por cobalto es el resultado de la industria de galvanizado, fundidoras de metales y aleaciones en general de todo tipo de metales. También reporta que el frijol mostró síntomas de toxicidad al cobalto, en suelos con presencia de este elemento, la concentración de

cobalto en las plantas fue de 3 a 200 p.p.m.

#### CROMO

Mascareño, (1974), en trabajos realizados en aguas negras y en suelos regados con este mismo tipo de aguas encontró los siguientes resultados: En los suelos no detectó cromo en forma asimilable, por lo menos no hubo lectura, en aguas negras el cromo se detectó de 0.11 a 0.400 p.p.m. en aguas blancas los resultados obtenidos fueron de 0.020 p.p.m. ambas lecturas se consideran bajas. Mientras en las plantas los resultados obtenidos fueron más altos, pero de acuerdo a resultados obtenidos por otros autores, se consideran normales.

Yoe y Koch, (1955), trabajando con avena encontraron menos de 0.1 y 0.2 p.p.m. de cromo, en aguas de bebida los resultados fueron menores a 1.2 p.p.m.; y en aguas de lagos se detectaron menos de 0.3 p.p.m. lo que quiere decir que las aguas de bebidas están más alteradas que las del lago.

#### COBRE

La Sub S.M.A., S.S.A., (1973), estableció que los valores máximos permisibles de sustancias tóxicas en aguas de riego, y para el caso del cobre los niveles máximos para aguas de uso con tínuo para México son de 1.0 p.p.m y para los EE.UU. se permite hasta 0.2 p.p.m. para aguas de uso continuo, de 5.0 p.p.m. para aguas de uso limitado en suelos de textura fina.

Mascareño, (1974), en suelos regados con aguas negras encon tró de 0.88 a 11.96 p.p.m.; en aguas negras los valores encontra dos fueron de 0.01 a 0.240 p.p.m. y en aguas blancas los resulta dos

dos fueron mucho menores, y son considerados como normales. Sin embargo en plantas el cobre total fué bastante elevado.

Smish, (1971), este autor demostró que altos niveles de calcio en el suelo disminuyen la asimilación del cobre por las plantas.

#### FIERRO

Mascareño, (1974), reportó que en suelos regados con aguas negras en el Distrito de Riego 03 de Tula, Hidalgo los valores de fierro soluble son normales. En aguas negras y blancas los resultados fueron normales, pero sin embargo en plantas el fierro fué bastante alto y en algunos casos fué superior que los reportados por otros autores que han trabajado en suelos contaminados de Inglaterra, Japón y los EE.UU.

Yoe y Koch, (1955), analizando paja de avena encontraron 75.0 a 26.0 p.p.m. de fierro. Analizando aguas de lago y de be bidas, estos autores reportan que no se detectó este elemento.

#### MANGANESO

Chapman & Pratt, (1979), reportan que la toxicidad por manganeso suele ocurrir en suelos manganíferos con alta cantidad de materia orgánica.

La-S.M.A., S.S.A., (1973), reporta que los valores máximos permisibles de substancias tóxicas, en el caso del manganeso pa ra aguas de uso continuo en los EE.UU. es de 2.0 p.p.m., y para aguas de uso limitado en suelos con textura fina únicamente se puede tolerar hasta 20.0 p.p.m.

Mascareño, (1974), comenta que el manganeso soluble en sue

los regados con aguas negras, en plantas en forma total, en aguas blancas y en aguas negras en forma soluble este elemento se detectó en forma normal de acuerdo a los parámetros establecidos por la Sub-S.M.A., S.S.A., para México.

#### NIQUEL

La Sub- S.M.A., S.S.A., (1973), menciona que los valores máximos permisibles de níquel para aguas de uso continuo para los EE.UU., es de 0.5 a 2.0 p.p.m., y para aguas de uso limitado los valores son de 2.0 p.p.m.

Mascareño, (1974), dice que en suelos regados con aguas negras el níquel en forma extractable es muy bajo, y en aguas negras y blancas también se considera bajo, sin embargo, en plantas en forma total se encontró más alto, pero sigue siendo más bajo que el reportado por otros autores.

#### PLOMO

Bryce y Smith, (1971), comentan que las concentraciones de este elemento, son mayores en pastos que están creciendo cerca de la carretera más transitada. A un metro de distancia de la carretera se han detectado hasta 975 p.p.m. de plomo, a 25 metros de distancia se han detectado 577 p.p.m. en pastos y en suelos se han detectado 80 p.p.m. a esta misma distancia, a 50 metros de la carretera se han detectado en pastos hasta 171 p.p.m. y en suelos de 10-65 p.p.m.

Sub-S.M.A., S.S.A., (1973), menciona que los límites para el plomo para aguas de uso continuo para México es de 5.0 p.p.m., y para aguas de uso limitado en suelos con textura fina,

el rango de tolerancia es de 20.0 p.p.m.

Mascareño, (1974), encontró que el plomo soluble en suelos regados con aguas negras fué de 7.0 p.p.m. siendo este resultado bastante alto y en aguas negras y blancas no se detectó este metal. Pero en plantas se encontraron cantidades muy elevadas llegando a ser 779.0 p.p.m., estas cifras son muy semejantes a las reportadas para los pastos que crecen a un metro de distancia de las carreteras muy transitadas en los EE.UU.

Ramírez, (1975), haciendo estudios de contaminación en el Lago de Chapala encontró 437.2 mg/kg ; en el Río Lerma 25.0 mg/kg ; en el Río Santiago encontró cifras de 7.0 mg/lt.

#### ZINC

Berrow & Weber, (1972), comentan que las plantas tienen problemas para su crecimiento normal cuando los suelos presentan niveles de este elemento superiores a 100 p.p.m.

Sub-S.M.A., S.S.A., (1973), menciona que los valores máximos permisibles para las aguas de riego de uso continuo de este elemento es de 5.0 p.p.m., y para aguas de uso limitado en suelos de textura fina, se toleran hasta 10.0 p.p.m. de zinc.

Mascareño, (1974), trabajando con suelos regados con aguas negras, reporta que el zinc soluble en suelos, varía de 0.02 a 0.12 p.p.m., en aguas negras reporta variaciones de 0.2 a 1.80 p.p.m., en aguas blancas encontró 0.020 p.p.m. y el zinc total en plantas fué de 117.0 p.p.m, este metal se considera normal de acuerdo a los resultados reportados por otros autores que

han trabajado en suelos contaminados de los EE.UU. e Inglaterra.

#### MERCURIO

Arrehenius, (1967), demostró que los compuestos de mercurio inhiben el sistema enzimático, produciendo la inactivación de sustancias biológicamente activas del retículo endoplásmico en las células del hígado de los peces y la consecuente inactivación de las hormonas esteroides.

Berlin, (1972), dice que la sangre sirve como acarreador y almacenador de mercurio dentro de los organismos.

Bouguegnau, (1973), reporta que en algunos peces, los órganos que más acumulan mercurio, cuando son expuestos durante algún tiempo, son el riñón, hígado y las gónadas, aunque cuando la exposición es breve los órganos de acumulación son las branquias.

Bowen y Geschwend, (1974), estos autores han reportado que la materia orgánica del suelo, aumenta el área de superficie de contacto con el mercurio.

Cadena, (1977), estudió la distribución del mercurio en peces de importancia comercial del Golfo de México. Dice que los efectos del mercurio en los organismos se debe principalmente a la gran afinidad de los iones mercurio por los grupos sulfhidrílicos, los cuales forman parte en la actividad proteica. El mercurio elemental no es capaz de formar uniones de tipo químico: el mercurio iónico se presenta en forma mercuriosa ( $\text{Hg}_2^{2+}$ ) el ión mercurioso es inestable y se disocia en ión mercúrico.

Según la afinidad del ión mercúrico por las diferentes ligaduras, éste formará cadenas de diferentes fuerzas iónicas y

en esta forma habrá competencia entre las diferentes ligaduras para aceptar el mercurio. Esta es la base para la transformación del mercurio de un sitio de unión a otro.

La alteración fisiológica causada por la unión del mercurio a una proteína varía de acuerdo con el sitio de unión y con la función de la proteína: ya que la unión del mercurio a proteínas estructurales causa alteraciones mínimas, mientras que el mercurio se une a los sulfidrilos del grupo prostético de una enzima y la alteración es mayor, ya que se puede bloquear por completo la función de esta enzima.

Este autor en muestreos efectuados en algunos puertos de México, demostró que los puertos más contaminados son Veracruz, Alvarado y Tampico.

Cek, (1970), dice que la mayoría de los suelos rocosos y de diferentes tipos contienen mercurio en un promedio de 100 p.p.b. o menos: las rocas ígneas presentan de 10 a 100 p.p.b. y en rocas sedimentarias es más alta la concentración, ciertas pizarras ricas en materia orgánica muestran concentraciones hasta de 10,000 p.p.b. también se han reportado altas concentraciones en hulla y fosfatos marinos, en la superficie del suelo se ha reportado hasta 0.02 p.p.m. de mercurio, por lo que se cree que el mercurio que se encuentra en el suelo es de origen geológico y no solo por el uso de fungicidas agrícolas, aunque también gran parte del mercurio detectado proviene de suelos erosionados.

Food Drug Administration de EE.UU., (1969), estableció que

la ingestión semanal de pescado que contiene 0.5 p.p.m. de mercurio debe delimitarse a 440 g/semana para personas adultas y menor para mujeres embarazadas y niños, las concentraciones de mercurio en el hombre estan en relación con la ingestión de pescado.

Harris, (1970), dice que el mecanismo de absorción del mercurio y la acumulación en los organismos acuáticos depende además de otros factores del cambio de salinidad, dureza, temperatura, pH, la presencia de otros metales y otros agentes más complejos, por lo que la tolerancia de las diferentes especies a metales pesados no se determina solo por el grado de absorción, sino también por los cambios fisiológicos, por cambios anormales del medio, la permeabilidad de la membrana celular de las distintas especies es también importante para determinar la tolerancia a los metales pesados. En el fitoplancton la absorción del mercurio es por absorción pasiva e inhibe la fotosíntesis.

Hartung, (1972), reportó que el mucus que recubre las escamas de los peces acumula microorganismos con facultades de metilar el mercurio hasta un 90 %.

Holden, (1972), menciona que los sedimentos de un río que recibe afluentes de una planta de cloro álcali las concentraciones de mercurio varían entre 11,600 y 26,500 ng/g, también reporta concentraciones de 7,160 a 80,100 ng/g en los sedimentos de la Bahía de Minamata Japón. Y en la Bahía de San Francisco las cantidades de mercurio varían de 2 a 5 ng/m<sup>3</sup>. El cual puede entrar en la atmósfera en forma de partículas de vapor deposi-



tándose en seguida por medio de la lluvia y se le ha encontrado en promedio de 0.2 p.p.b.

Hughes, (1950), realizó estudios en peces y encontró que la toxicidad por el mercurio provoca una disminución en el número de huevos puestos, esto se debe a que la mitosis se inhibe.

Rosas, (1974), reporta que la concentración de mercurio es más alta en aguas profundas que en aguas superficiales, depende también del tipo de sedimento. La variación de los niveles de mercurio está asociada con el comportamiento de las descargas industriales, con los fenómenos de circulación, mezclaje, sedimentación y dilución.

En los estuarios hay poblaciones de bacterias que por medio de la actividad metabólica incorporan el mercurio en forma orgánica por medio de su capacidad metiladora y por la afinidad del mercurio a la materia orgánica en las plantas cercanas a los arroyos se encontraron las concentraciones más altas de mercurio, en las plantas se les encontró la mayor cantidad de mercurio en las hojas y fué menor en frutos que en la flor. Los invertebrados bentónicos fueron los que presentaron mayores concentraciones de mercurio. En los animales sésiles todavía fué mayor la cantidad de mercurio registrada.

Los peces por ser animales filtradores y que además se alimentan de detritus presentaron cantidades exageradas, las cuales se localizaron en los intestinos y órganos filtradores más que en músculos, por lo que se puede pensar que el alimento es el agente principal que contiene el mercurio.

Al cuantificar el mercurio en pelo humano, en niños se encontraron 1.16 p.p.m., en adultos fué de 40.6 p.p.m., estos resultados se pueden comparar con los resultados obtenidos en Ni-gata que fueron de 70.0 p.p.m. y fueron suficientes para envenenar a los adultos. En el hombre este elemento tiende a depositarse en las estructuras queratinizadas, por lo que toca a los resultados obtenidos en alimentos de origen animal, estos fueron bajos. En las plantas se encontró mercurio en todas sus estructuras, en los sedimentos se tiende a concentrar más el mercurio y es en ellos donde se transforma a metil mercurio que es la forma más tóxica que se ha registrado hasta la fecha. El agua es el principal vehículo que distribuye el mercurio en el medio ambiente ya sea de origen geológico o industrial.

Sanaphong, (1971), hizo experimentos en un teleosteo marino con el objeto de observar los daños causados por el mercurio en los tubos renales, uno de los principales daños es que inhibe la ATPasa por la afinidad al mercurio por los grupos sulfidrílos que se presentan en las proteínas.

Wood et. al. (1972), estos investigadores han comprobado que la vida media del metil mercurio en los organismos, por ejemplo en algunos peces es muy larga, por lo que en el anguila es de 900-1000 días y en el pez lenguado es de 400-700 días.

#### VARIOS

Cole, (1966), dice que las principales fuentes contaminantes son:

- 1.- Afluentes de tratamientos de aguas negras domésticas

que son descargadas al drenaje, para eliminar o incorporarlos a las aguas subterráneas, o que se usan para la irrigación de cosechas o vegetación natural, o para el aprovechamiento de los nutrimentos.

2.- Desperdicios líquidos industriales incluyendo afluentes de industrias químicas, de papel y de procesos de papel y alimentos que se arrojan en los suelos o lagunas o se usan para irrigar cosechas.

3.- Desperdicios tanto sólidos como líquidos que se descargan en la tierra para eliminarlos o para aprovecharlos como nutrimentos para los vegetales.

4.- Contaminación de las corrientes subterráneas por aguas negras, desperdicios industriales y materiales de tierras de cultivo que deterioran el agua que se puede aprovechar en la irrigación.

5.- Compuestos que se agregan a las carreteras para evitar el peligro de los hielos y la nieve que afectan a las plantas cercanas.

6.- Productos químicos agrícolas incluyendo pesticidas y el problema de los residuos en el suelo y plantas; la diseminación y el uso equivocado de estos materiales y los efectos sobre el crecimiento vegetal.

7.- Las actividades mineras de urbanización y construcción de carreteras que afectan a la orografía natural y provocan cambios en los constituyentes químicos y físicos de los suelos.

8.- El relleno sanitario de tierras con basura y otros des-

perdicios domésticos, así como los acondicionadores del suelo a base de desperdicios orgánicos.

9.- El relleno de tierras con desperdicios industriales y el acondicionamiento de los suelos con distintos tipos de materiales de desperdicio.

Compañía Mexicana Aerofoto, (1970), hizo estudios de factibilidad técnica, económica y financiera para la rehabilitación, integración y ampliación del Distrito de Riego 03 de Tula, Hgo. Esta compañía recomienda que es conveniente apoyar el uso permanente de las aguas negras con un programa de investigación que permita determinar la lámina de sobreriego necesaria y su manejo más conveniente y vigilar la contaminación adicional por substancias tóxicas provenientes de nuevas industrias o aquellas establecidas recientemente.

Domínguez y Col, (1973), hicieron estudios sobre la contaminación por cenizas volcánicas y por el hombre en suelos del Popocatepetl, y afirmaron que en algunos volcanes con actividades recientes como el Parícutín, Jorullo y el Popocatepetl se han detectado contaminantes naturales de la atmósfera, suelos y aguas por la emisión de lavas, bombas y lapilli, cenizas volcánicas, gases tóxicos de las fumarolas y vapores de las fisuras que al desprenderse llevan como contaminación; mercurio, anhídrido sulfuroso, fosfaminarosa, ácido sulfúrico, bromo, cloro, arsénico y fosfaminas principalmente.

Guajardo, (1973), comenta que el uso de aguas negras arroja das por las grandes ciudades en todo el mundo con fines agrícola--

las, ha sido una práctica común desde el siglo pasado y en la actualidad debido a la creciente población humana, es cada día mayor la demanda de aguas blancas para las necesidades agrícolas y urbanas, por lo que el uso de los drenajes de las grandes ciudades es cada día más necesario, sin embargo el efecto de los componentes de las aguas arrojadas tanto sobre los suelos como de los cultivos y el hombre indirectamente es poco conocido.

La gran variabilidad de la composición química y el contenido de sustancias son favorables para la agricultura, ya que contienen grandes cantidades de nutrimentos y materia orgánica parcialmente descompuesta que mejora las condiciones de productividad de los suelos irrigados con aguas negras. Pero sin embargo paralelo al beneficio que causa el empleo de estas aguas, están los perjuicios ocasionados por sustancias que pueden ser tóxicas para las plantas, y microorganismos, animales y el hombre. Las aguas residuales presentan grandes cantidades de elementos pesados que pueden inducir toxicidad en las plantas, entre los elementos que se encuentran en las aguas negras está el boro, que probablemente proviene de depósitos minerales, este elemento cuando se le encuentra en concentraciones de .5 p.p.m causa daños en plantas sensibles al boro.

Mitastein y Col, (1973), concluyeron que para evitar problemas de contaminación por residuos industriales en la agricultura, sería necesario tratar los afluentes.

El uso de aguas negras ha favorecido el desarrollo del Valle del Mezquital, gracias al aporte de agua, y nutrimentos al suelo.

Los análisis de las aguas es probable que revelen contaminación, sin embargo, no se puede diagnosticar que no sea adecuado el uso de éstas con fines agrícolas, ya que atraviesan el suelo antes de ser utilizadas por las plantas.

Es necesario saber si la capacidad de filtración del suelo es suficiente y si no sufre deterioros, ya que la información que se obtenga mostrará si se pueden seguir utilizando las aguas negras como se ha hecho, ó se debe planificar el buen uso de este recurso.

## M A T E R I A L E S Y M E T O D O S

### MUESTREO

La selección de los sitios de muestreo dependen de las finalidades de los trabajos por realizar.

El presente trabajo se refiere a la contaminación de suelos de una zona donde se emplea el mismo tipo de agua de riego, por lo que los sitios de muestreo se escogieron al azar; de tal forma que se cubriera la mayor parte del Distrito de Riego 03 de Tula, Hidalgo. Como se muestra en la figura 3.

Se colectaron 34 muestras de suelos, 32 de plantas y 29 de aguas.

Las muestras de suelos se tomaron en bolsas de plástico de 2 kg aproximadamente, a una profundidad de 0-40 cm.

Las muestras de plantas que variaron dependiendo del cultivo en pie y del predio, se tomaron de los mismos sitios de donde se tomaron los suelos, éstas se colocaron en bolsas de papel, el peso de la muestra varió de 500 a 1000 g de peso verde.

Las 29 distintas muestras de aguas fueron tomadas del canal que surtía a cada predio, aunque también se tomaron de los canales principales y de la Presa Endhó, las muestras fueron tomadas en botes de plástico de un litro, los cuales se sumergieron por medio de un contrapeso, para que la toma de la muestra fuera uniforme, después se taparon perfectamente y sólo se destapaban para hacer cada análisis en el laboratorio.

## PREPARACION DE LAS MUESTRAS

### SUELOS

Los suelos fueron llevados al invernadero, los cuales fueron secados en bancales de cemento sobre papel periódico, después se molieron en mortero de madera y se tamizaron en un tamiz de dos mm de diámetro, posteriormente se colocaron en bolsas de plástico para los análisis correspondientes.

### PLANTAS

Las plantas en fresco se lavaron con agua de la llave, después con HCl al 2 % e inmediatamente se enjuagaron con agua de la llave, luego con agua destilada. Esto se hizo con el fin de evitar la contaminación con el suelo, luego se colocaron en bolsas de papel y se pusieron a secar en estufa a 40 °C de temperatura constante, una vez secas se molieron en un molino de metal con malla fina, por último se guardaron en frascos de vidrio ambar y antes de hacerse cada análisis se secaban en la estufa a 100 °C durante dos horas para eliminar la humedad.

### AGUAS

Las muestras de aguas no sufrieron ningún tipo de tratamiento en especial, solo se le hacía el tratamiento indicado por la técnica antes de cada análisis.

## TRABAJO DE LABORATORIO

### SUELOS

Se hicieron estudios de caracterización de suelos y el grado de contaminación de los mismos, por medio de los siguientes



análisis.

pH, se determinó usando el potenciómetro marca " Corning ", con una relación 1-2.5 suelo - agua.

Conductividad eléctrica, se determinó en el extracto de la pasta de saturación, en el puente de conductividad " Philips " PR. 9501.

Materia orgánica, se analizó por medio del método de Walkley y Black; Nitrógeno total, se determinó por el método Kjeldahl; Fósforo asimilable, por el método de Bray y por el de Olsen; Potasio asimilable, por flamometría; Capacidad de intercambio catiónico total, ésta se determinó por el método de saturación con acetato de amonio, por percolación.

Cationes intercambiables;  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$ , los dos primeros se determinaron por el método de Versenato en el extracto de acetato de amonio; el sodio y el potasio por flamometría en el extracto antes mencionado.

Cationes solubles como son  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$ , estos se determinaron en el extracto de la pasta de saturación. El calcio y el magnesio se analizaron por el método del Versenato y el sodio y el potasio por flamometría .

Aniones solubles;  $\text{CO}_3^{=}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{=}$  se analizaron en el extracto de la pasta de saturación. Los carbonatos y bicarbonatos se determinaron por titulación con ácido sulfúrico valorado, los cloruros también por titulación con nitrato de plata valorado y los sulfatos por precipitación con cloruro de bario.

Cationes totales;  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$ , estos se determinaron sometiendo a la muestra a una disolución con ácido perclórico, clorhídrico y fluorhídrico. Después ya en la solución, los dos primeros elementos se analizaron por el método del Versenato y los dos últimos por flamometría.

Contaminantes del tipo A.B.S. se determinaron por medio del Verde de Metilo y Azul de Metileno.

Boro soluble se determinó por el método de la Curcumina mencionado por Jackson; Chapman & Pratt; y el manual de Perkin Elmer.

Se determinaron metales pesados como son: aluminio, cobalto, cromo, cobre, fierro, manganeso, níquel, plomo y zinc en el espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer modelo 403; y en el AC2-20. Atomic absorption Bausch & Lomb. Los elementos cobalto, cromo y plomo antes de determinarse por flama se determinaron por rayos X en forma cualitativa, las gráficas aparecen en el apéndice.

#### AGUAS

Se les hizo una caracterización desde el punto de vista de su calidad agrícola y el grado de contaminación por medio de los siguientes análisis:

pH, se determinó en el potenciómetro " Corning " directamente.

Conductividad eléctrica, se determinó en el punte de conductividad " Philips PR-9501, también en una forma directa, sin ningún tratamiento.

Cationes solubles;  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$ , el calcio y el magnesio se determinaron por el método del Versenato, el sodio y el potasio por medio de flamometría.

Aniones solubles;  $\text{CO}_3^{=}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{=}$ . Los carbonatos y bicarbonatos se analizaron por titulación con ácido sulfúrico valorado y los cloruros por titulación con nitrato de plata valorado, los sulfatos por medio de precipitación con cloruro de bario.

Contaminantes como son:

Detergentes del tipo A.B.S. se determinaron por el método del Verde de metilo y por el Azul de metileno, como especifican los autores. Boro se analizó por el método de la curcumina.

Metales pesados: aluminio, cobalto, cromo, cobre, fierro, manganeso, níquel, plomo y zinc. Estos se analizaron en el espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer modelo 403.

#### PLANTAS

En las plantas se determinaron los siguientes elementos pesados en forma total:

Aluminio, cobalto, cromo, cobre, fierro, manganeso, níquel, plomo y zinc. Además de los metales pesados se determinó boro.

Los elementos pesados se determinaron en el espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer modelo 403 y en forma cualitativa se hicieron determinaciones por rayos X de Co, Ni, Cr y Pb. El boro se determinó por el método de la curcumina.

CUADRO 1.

Variaciones de los valores obtenidos en las determinaciones físicas y químicas de los suelos del Distrito de Riego 03, de Tula, Hidalgo; regados con aguas negras de la Ciudad de México.

<u>ELEMENTO</u>	<u>UNIDADES</u>	<u>MINIMO</u>	<u>MAXIMO</u>	<u>MEDIA</u>
Textura	%			Franco
Color	Húmedo	. Munsell		10YR 3/2
	Seco			10YR 4/2
Densidad	Aparente			1.24
	Real	g/cc		2.00
pH		6.9000	8.6000	8.1300
C.E.	Milimhos/cm	0.8500	7.500	2.3200
M.O.	%	2.1000	6.1900	4.0500
N.T.	%	0.0309	0.3842	0.1985
P asimilable	Kg/ha			
K asimilable	Kg/ha	154.6440	1053.7800	627.3770
C.I.C.T.	meq/100 grs	18.0500	48.8400	
Ca <sup>++</sup>	meq/100 grs	25.9100	76.8100	51.7100
Mg <sup>++</sup>	meq/100 grs	0.0170	18.2800	9.6300
Na <sup>+</sup>	meq/100 grs	0.1086	1.6413	0.7068
K <sup>+</sup>	meq/100 grs.	0.1858	1.2692	0.7384
Ca <sup>++</sup>	meq/litro	2.9900	46.9900	8.6500
Mg <sup>++</sup>	meq/litro	2.1000	25.2100	5.4160
Na <sup>+</sup>	meq/litro	3.3000	19.5600	12.8200
K <sup>+</sup>	meq/litro	0.2500	8.5600	1.3170
CO <sub>3</sub> <sup>=</sup>	meq/litro	0.0000	10.1300	2.7440
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	meq/litro	1.7200	15.5200	7.4650
Cl <sup>-</sup>	meq/litro	3.9000	12.4800	7.1600
SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	meq/litro	0.9000	21.0100	
Ca <sup>++</sup>	%	2.0800	7.0600	3.9300
Mg <sup>++</sup>	%	1.0800	4.2300	2.3190
Na <sup>+</sup>	%	0.9800	3.1000	1.7490
K <sup>+</sup>	%	0.6400	1.6900	0.9547

Este cuadro es una síntesis del Cuadro 6, que se encuentra en el apéndice, donde se muestran los valores mínimos, máximos y promedios de las características físicas, químicas de los suelos estudiados.

## RESULTADOS Y DISCUSION

### SUELOS

Caracterización de los suelos del Distrito de Riego 03 de Tula, Hidalgo.

En el cuadro 1, se muestran las principales características físicas y químicas de los suelos estudiados.

La textura fué variable, predominando las de tipo franco y migajón arenoso. En los suelos este parámetro es un factor importante desde el punto de vista de la conservación de los suelos, considerando que en esta zona se usan aguas negras como recurso. La textura juega un papel muy importante, ya que la distribución y tamaño de las partículas tienen gran influencia en las propiedades de retención y transmisión de la humedad a los suelos. Por lo general, un suelo de textura gruesa tiene baja capacidad de retención de agua y una elevada permeabilidad, mientras un suelo de textura fina tiene una elevada capacidad de retención de humedad, pero menor permeabilidad.

Es muy importante que los suelos de esta región tan alterados, presenten una textura gruesa, para que eliminen una gran parte de las sales y metales pesados, aplicándoles riegos pesados. De lo contrario si fueran texturas finas con gran cantidad de arcillas, las sales y metales pesados se acumularían como en el caso de los suelos salinos o sódicos de zonas áridas y semi-áridas del país, como los Vertisoles del Bajío.

El lavado de las sales solubles presentes en la zona ra-

dicular es indispensable en los suelos bajo riego y con mayor razón en una zona tan alterada. Sin el lavado, las sales se acumulan directamente en proporción a la cantidad que de ellas contiene el agua de riego y la lámina de agua aplicada. La concentración de sales en la solución del suelo resulta, en parte por la extracción debida a la humedad del suelo y por los procesos de evaporación y transpiración (Richards, 1954; Duchaufour, 1977; Gavande, 1972).

El color en húmedo que predominó fué pardo grisáceo muy oscuro 10YR 3/2 y en seco pardo grisáceo oscuro 10YR 4/2, el color oscuro está dado principalmente por la materia orgánica muy descompuesta presente en el suelo, los colores pardos también están dados por la materia orgánica. Cuando los suelos están mal drenados la coloración es muy oscura en los primeros horizontes, como es el caso de estos suelos donde el drenaje se ha venido deteriorando.

La densidad aparente que dominó en los suelos estudiados corresponde a suelos francos y esta característica va a influir en la textura del suelo, ya que los suelos de textura gruesa, como en este caso, presentan densidades, de normales a altas. Los suelos en general andosoles y los orgánicos tienen muy baja densidad aparente en comparación con los suelos minerales y con los estudiados en este caso.

Los valores del pH variaron de 6.9 a 8.6, el valor medio fué de 8.13, por lo que según la clasificación de Moreno, (1978), se clasifican como medianamente alcalinos. Desde el

punto de vista agrícola, la actividad de los iones hidrógeno del suelo, es de gran importancia para la nutrición vegetal. Estas propiedades afectan la solubilidad de muchos nutrientes esenciales para las plantas y de sustancias tóxicas.

El aumento en el pH está asociado con el incremento del calcio y el magnesio en la solución del suelo; el molibdeno también aumenta a pH alto y cuando este baja forma compuestos insolubles, quedando en forma no disponible; la asimilabilidad del potasio aumenta en suelos alcalinos.

Contrariamente a estos efectos, cuando el pH aumenta, la disponibilidad del hierro y el manganeso baja, por lo que en suelos calcáreos el hierro y el manganeso son deficientes. El fósforo y el boro tienden también a ser inasimilables en suelos calcáreos por la reacción con el calcio, estos dos elementos tienden a ser deficientes en suelos muy ácidos. La asimilación del cobre y el zinc tienden a bajar en suelos fuertemente ácidos y en suelos alcalinos.

El aluminio no es esencial para las plantas, pero su actividad en los suelos es muy importante, debido a sus efectos tóxicos. La solubilidad de este elemento aumenta a medida que baja el pH del suelo.

La actividad de los iones hidrógeno afecta también las propiedades de intercambio iónico del suelo, la actividad de los organismos y los efectos del pH en las plantas por lo general es indirecto.

Por lo anteriormente mencionado, se puede afirmar que el pH alcalino de los suelos regados con aguas negras tiene gran importancia, ya que, aunque a algunos elementos les perjudica, pero los elementos más perjudiciales como son el boro y los metales pesados presentes en el suelo tienden a precipitarse formando compuestos insolubles y de esta forma la planta no los toma (Cajuste, 1977; Millar y Col., 1981; Fassbender, 1976).

La conductividad eléctrica de los suelos fué de 0.85 a 7.50 mmhos/cm con una media de 2.32 mmhos/cm. De acuerdo con Moreno, (1978) son suelos medianamente salinos; según Richards, (1954), son suelos normales siempre y cuando no presenten exceso de sodio intercambiable.

En suelos, en condiciones de clima húmedo las sales originalmente presentes en los materiales del suelo y las formadas por la intemperización, generalmente son llevadas a las capas inferiores hacia aguas subterráneas, o bien arrastradas por corrientes superficiales y finalmente a los océanos. Por lo que los efectos de la salinidad en estos suelos es nula.

En la zona de estudio clasificada como árida o semiárida, los efectos de la salinidad son fuertes sólo en algunas muestras. Ya que en esta región el lavado de las sales es de naturaleza local y estas no pueden ser transportadas muy lejos. Esto ocurre no sólo por la baja precipitación, sino además por la elevada evaporación que caracteriza a este tipo de climas, y de esta forma con el deterioro que ha venido sufriendo el drenaje, las sales



tienden a concentrarse en los suelos y en las aguas superficiales.

La materia orgánica fluctuó de 2.10 a 6.10 %, con una media de 4.05 % de acuerdo a estos resultados y según la clasificación de Moreno, (1978), la materia orgánica es extremadamente rica.

La materia orgánica en los suelos es fundamental, además de mejorar las propiedades físicas del suelo, es una fuente de elementos nutritivos para las plantas, contraresta los efectos nocivos del sodio intercambiable, aumenta la capacidad de intercambio catiónico total.

La formación de materia orgánica es de origen biológico.

En esta formación intervienen principalmente las bacterias y los hongos que utilizan los restos vegetales como fuente energética y los transforman en humus, en el cual se encuentran los diferentes compuestos orgánicos e inorgánicos, que se liberan paulatinamente dependiendo de la temperatura, humedad y el pH del medio.

La materia orgánica que se ha agregado a los suelos estudiados en este trabajo, por medio de las aguas negras, es el principal factor para convertir una zona árida, en el primer productor de los distritos de riego sin el uso de fertilizantes.

Los resultados del nitrógeno total fluctuaron entre 0.03 a 0.35 % con una media de 0.20 %. Según Moreno, (1978), se clasifican como suelos con niveles medios de nitrógeno .

El nitrógeno es muy importante en el suelo, ya que es un constituyente esencial de las proteínas, de la clorofila y de muchas enzimas. Como componente de éstas y de muchos otros compuestos. El nitrógeno interviene en muchas, sino es que en todas las reacciones bioquímicas que intervienen en la vida.

El nitrógeno constituye un 80% de la atmósfera terrestre. Y en el plano mundial, es probable que el nitrógeno sea el elemento, el cual límite frecuentemente el desarrollo de los cultivos agrícolas; ésto es porque en la mayoría de los casos se encuentra en forma no aprovechable para la mayoría de las plantas.

Casi todo el nitrógeno en los suelos está en forma orgánica; en la materia orgánica alrededor del 5% es nitrógeno, por lo que la cantidad de nitrógeno total está estrictamente relacionado con la materia orgánica, razón por la cual los suelos estudiados sean medios en este elemento, ya que una gran parte se lixivía y otra es aprovechada por los microorganismos y las plantas.

Fósforo asimilable; este elemento se le encontró de 0.7 a 10 p.p.m. por lo que se considera que estos suelos son ricos en este elemento Black, (1966). Este elemento es fundamental en los suelos agrícolas. La fuente original es la apatita, la cantidad de fósforo en la capa arable varía de 0.01 a 0.15% (Jackson, 1966; Black, 1966).

El fósforo es un elemento que se le encuentra en forma aprovechable en suelos cercanos a la neutralidad. Ya que en suelos ácidos, la mayor parte del fósforo está en forma no asimilable; pues reacciona con las superficies minerales de fierro, a-

luminio y con alofano.

Con el fierro forma fosfatos de fierro, con el aluminio forma fosfatos de aluminio y con el alofano reacciona de tal manera que no lo toma la planta.

En suelos alcalinos el fósforo reacciona con la superficie del carbonato de calcio formando precipitados de fosfato de calcio y reacciona con calcio soluble o intercambiable formando hidroxiapatita  $(Ca_{10}(PO_4)_6(OH)_2)$ .

Potasio asimilable se le detectó del orden de 154.64 a 1,053.78 kg/ha con una media de 627.38 kg/ha, por lo que corresponde a los suelos, son extremadamente ricos.

El potasio es importante en los suelos y se origina de la intemperización de los mismos. No es un elemento formador de estructuras en los tejidos de las plantas, su papel es principalmente funcional.

En México no se han reportado suelos deficientes en potasio, el equilibrio que existe siempre entre el soluble, insoluble y el fijado garantiza un reservorio permanente de este nutriente para las plantas. (Tisdale y Nelson, 1966; Teuscher, 1980; Devlin, 1970).

La capacidad de intercambio catiónico total encontrada varió de 18.05 - 48.84 meq/100 gr., esta capacidad es considerada como alta, es debida a la cantidad de materia orgánica y al contenido de mineral arcilloso Fassbender, (1975).

Es importante que los suelos presenten C.I.C.T., alta, ya que ésta ha sido considerada por los especialistas en química

de suelos y por fisiólogos vegetales como el segundo fenómeno de importancia en la naturaleza, solamente superado por la fotosíntesis.

Las reacciones de intercambio son importantes para el desarrollo de las plantas, ya que las cargas de los minerales y la materia orgánica retienen los cationes solubles en el agua como son  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$ , de esta forma se evita hasta cierto punto la lixiviación de estos nutrimentos, pero como carecen de cohesión suficiente, pueden ser sustituidos por otros cationes, quedando el  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{Na}^+$  y el  $\text{K}^+$  aprovechables por la planta por medio de la reacción de intercambio. Las cargas responsables de la capacidad de intercambio dependen del pH del suelo y son responsables también de la mayoría de las acciones reguladoras del suelo, principalmente en suelos calcáreos.

Al observarse los resultados de los análisis se ve que en varios casos la suma de cationes intercambiables es mayor que la capacidad de intercambio catiónico total. Esto se explica por el hecho de que en suelos calcáreos con el empleo de solución de acetato de amonio para hacer la determinación de la C.I.C.T., este reactivo solubiliza algo de calcio y magnesio que no están en sitios de intercambio, pero que es soluble en acetato de amonio, además de que también se está cuantificando a los cationes solubles. Richards, (1954); y Black (1966).

#### CATIONES INTERCAMBIABLES.

El calcio intercambiable fluctuó de 25.91 a 76.81 meq/100

grs., con una media de 51.71 meq/100 grs., de suelo.

Este catión es muy importante en los suelos, es el más abundante en el complejo de intercambio, por lo que raramente ha constituido un factor limitante para la nutrición vegetal. En los suelos estudiados este ión se encontró abundante, ésto se explica por el origen calcáreo de los mismos. El calcio se le encuentra retenido en los sitios de intercambio más fuertemente que el sodio, potasio y magnesio, por lo que es el elemento que sufre menos lixiviación.

Al magnesio intercambiable se le encontró en las muestras estudiadas de 0.02 a 18.28 meq/100 grs., con una media de 9.63 meq/100 grs., de suelo.

Este elemento después del calcio es el segundo en importancia en los suelos, por la abundancia en que se le encuentra y por las funciones que desempeña en las plantas. Los vegetales lo toman en forma de ión  $Mg^{++}$  encontrándose en ellos del orden de 0.10 a 0.20 %, las dicotiledóneas requieren en mayor cantidad magnesio que las monocotiledóneas. En todos los vegetales este elemento se le encuentra en el centro de las moléculas de la clorofila, sin la cual la fotosíntesis no podría realizarse, presentándose entonces clorosis intervenal por la falta de este nutrimento.

En las muestras realizadas, el magnesio ocupó el segundo lugar en abundancia de los cuatro cationes intercambiables, solo superado por el calcio como era de esperarse.

Sodio intercambiable se detectó de 0.11 a 1.65 meq/100

grs., con una media de 0.71 meq/100 grs., de suelo. En estas muestras se le encontró casi en la misma proporción que el potasio, por lo que en algunas muestras se pueden considerar como suelos sódicos, por la cantidad de sodio intercambiable detectada, por lo que los pH que pasan de 8.2 se puede pensar que está determinado por el sodio intercambiable. Pero en general en estos suelos por el momento no hay problemas causados por este catión.

El sodio es un elemento no necesario para la nutrición vegetal, sin embargo, se ha demostrado que es esencial para las esquisoficeas, también se ha señalado que puede sustituir al potasio tanto en plantas, como en animales temporalmente.

En zonas áridas el problema de sodicidad es muy marcado, sin embargo, en el Distrito de Riego 03, por el drenaje que se ha "conservado bueno" se han eliminado gran cantidad de sales, con lo que se ha mantenido el porcentaje de sodio intercambiable menor al 14 %.

El potasio intercambiable se encontró en las muestras de 0.19 a 1.27 meq/100 grs., con una media de 0.74 meq/100 grs. de suelo.

Este catión se le encontró en las muestras estudiadas alto, solo superado por el calcio y el magnesio.

Cuando en los suelos se le encuentra al potasio intercambiable en mayor cantidad ó igual que el magnesio, las plantas sufren deficiencias de magnesio y se manifiesta como clorosis intervenal.

#### CATIONES SOLUBLES

El contenido de calcio soluble en estas muestras varió entre 2.99 y 46.99 meq/lt con una media de 8.65 meq/lt. Los contenidos altos de este catión coinciden con los contenidos altos de sulfatos. Es decir con la presencia de yeso este catión colabora en mantener más o menos bajos los pHs en aquellos suelos donde el sodio es alto.

Los valores de magnesio soluble oscilaron entre 2.10 y 25.21 meq/lt, con una media de 5.42 meq/lt, junto con el calcio este elemento amortigua el efecto de altos contenidos de sodio, cuando hay un desbalance en la relación calcio magnesio es decir, cuando hay exceso de magnesio, éste parece ser tóxico para las plantas quizás más que concentraciones isosmóticas de otras sales neutras.

El contenido de sodio varió entre 3.30 y 19.30 meq/lt, con una media de 12.82 meq/lt, estas son cantidades altas y perjudiciales para el desarrollo vegetal, pero gracias a la presencia de calcio y magnesio en cantidades adecuadas los efectos de este ión son neutralizados satisfactoriamente.

El potasio en los extractos de saturación de estos suelos osciló entre 0.25 y 8.57 meq/lt, con una media de 1.32 meq/lt, cantidades que se pueden considerar como normales o ligeramente altas con relación a los otros cationes anteriormente discutidos.

#### ANIONES SOLUBLES

$\text{CO}_3^{=}$ . Los carbonatos encontrados fueron de 0.0 a 10.3

meq/lt., con una media de 2.75 meq/lt. fueron los menos abundantes de los aniones.

$\text{HCO}_3^-$ ; Los bicarbonatos detectados fueron de 1.72 a 15.52 meq/lt., con una media de 7.47 meq/lt. Este anión fué de los que más se registraron.

$\text{Cl}^-$ ; Los valores de los cloruros fueron de 3.9 a 12.48 meq/lt., con una media de 7.16 meq/lt. Estos y los bicarbonatos se les encontró casi en la misma proporción.

$\text{SO}_4^{=}$ ; Este anión fué el más abundante en la solución del suelo, se le encontró del orden de 0.9 a 21.10 meq/lt., con una media de 11.32 meq/lt.

En la solución del suelo siempre tiende a existir una neutralidad iónica entre los cationes solubles y los aniones solubles y de esta forma los efectos en los suelos salinos con problemas de salinidad no son muy drásticos.

Los suelos salinos son aquellos que presentan una conductividad eléctrica en el extracto de saturación mayor ó igual a cuatro mmhos/cm a 25 °C y el porcentaje de sodio intercambiable es menor al 15 % de la capacidad de intercambio total y por lo general el pH es menor a 8.5 .

Los suelos tratados en este trabajo, son hasta cierto punto con problemas de salinidad, pero en general no son clasificados como salinos, aunque se presentaron algunos que si cumplen con las características mencionadas y otros con C.E., cercanas a cuatro mmhos/cm. Por lo que estos suelos deben de ser tratados con precauciones. Ya que la salinidad es un fac-



tor muy perjudicial para la fisiología de los vegetales.

Las sales solubles se derivan, principalmente de suelos y rocas ígneas intemperizadas a través de las cuales se percola el agua que abastece a los niveles freáticos y las corrientes para riego. El Valle del Mezquital por ser una parte baja, rodeado de cordilleras y cerros que en tiempo de lluvias las sales son acarreadas a las partes más bajas.

El mecanismo de concentración de las sales también es causado por la evaporación de las aguas de escurrimiento o de infiltración de aguas que contienen sales disueltas, provenientes de las partes más altas. En esta zona, además de la cantidad de sales que son aportadas por las aguas negras de la Ciudad de México que se usan para riego.

Para que un suelo sea salino se necesita principalmente, que la evaporación exceda a la precipitación. En el caso del área muestreada donde no son suelos salinos, es porque el agua de la lluvia más la de escurrimiento y de riego, es mayor que la evaporación, de esta forma, una gran cantidad de sales son lavadas del suelo y a esto se suma que el drenaje es "bueno".

Las muestras que se han considerado como salinas, es porque en las zonas de riego, el drenaje es inadecuado y, posiblemente el manto freático se ha elevado y las sales ascienden por capilaridad y se acumulan en la superficie cuando se evapora el agua.

Cuando hay minerales que contienen O, Si, Al, Fe, Ca, Mg,

Na, K, Ti, P, Mn, S y Cl y están sometidos al intemperismo por el agua de lluvia (acción débil del  $\text{H}_2\text{CO}_3$ ), se forman precipitados insolubles de Si, Al, Fe, Ti, P y Mn; el calcio, magnesio, sodio y el potasio forman sales solubles con los aniones  $\text{SO}_4^{=}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$  y posiblemente con  $\text{NO}_3^-$ . De estas iones el  $\text{Mg}^{++}$  puede incorporarse a las estructuras octaédricas de la montmorillonita, el  $\text{K}^+$  puede ser fijado en las posiciones interlaminares de algunas micas secundarias y vermiculitas. Cuando el pH, es mayor de 8.0 el  $\text{CaCO}_3$  es insoluble, por lo que habrá muy poco calcio en la solución.

A valores cercanos a pH de 10.0 puede precipitarse el  $\text{MgCO}_3$  y  $\text{Mg(OH)}_2$ . Cuando los sulfatos son altos  $\text{SO}_4^{=}$  en las soluciones, la solubilidad del calcio puede reducirse precipitándose como  $\text{CaCO}_4$ . De los cationes el sodio es el único que no está en ninguna reacción, por lo que es el catión que más abunda en los suelos, esto mismo ocurre en depósitos marinos. De esta forma en las soluciones de los suelos salinos predominan las sales de sodio.

Como se puede observar en el Cuadro no. 1, en los suelos analizados en este trabajo los resultados de los cationes y aniones solubles que más dominaron fueron: sodio, calcio, magnesio y en menor cantidad el potasio.

Sulfatos, bicarbonatos, cloruros y en menor cantidad los carbonatos.

En las muestras analizadas el responsable principal de los valores de pH altos es el catión soluble  $\text{Na}^+$ , en segundo

lugar el  $\text{Ca}^{++}$  y el  $\text{Mg}^{++}$ .

Los efectos perjudiciales de las sales en los suelos y plantas son varios. Las altas concentraciones de sales neutras que se forman, como el cloruro de sodio y el sulfato de sodio, interfieren en la absorción del agua por las plantas aumentando más la presión osmótica de la solución del suelo que la de las células de la raíz de varias plantas, el porcentaje de marchitamiento de los suelos se eleva por la acumulación de sales y por lo tanto, la cantidad de agua aprovechada por las plantas baja por la presencia de las sales, las cuales pueden causar dificultades nutricionales en los vegetales.

#### CATIONES TOTALES EN SUELOS.

$\text{Ca}^{++}$ . Los niveles de calcio total en los suelos fueron de 2.08 a 7.06 % con una media de 3.93 %. Estos niveles están mucho más elevados que los reportados por Walsh, (1971), estos resultados se deben principalmente a que se trata de suelos calcáreos, donde este catión es de los más abundantes.

$\text{Mg}^{++}$ . Los rangos de Magnesio total en los suelos fueron de 1.08 a 4.23 %, el valor medio encontrado fué 2.32 %. Este valor está elevado comparado con los reportados por Chapman & Pratt, (1979), en suelos de los EE.UU., en el Estado de California, en suelos derivados de margas limosas, esta diferencia se debe al origen de los suelos. Estos valores están un poco más altos que los reportados por Walsh, (1971), estas diferencias se deben a parte del origen de los suelos, al uso.

Na<sup>+</sup>. Los valores encontrados de sodio total en los suelos fueron de 0.98 a 3.10 ‰ con un promedio de 1.75 ‰. Estas cifras están dentro de las reportadas por Chapman & Pratt, (1979), que van de 0.10 a más de 2.0 ‰ en suelos de los EE.UU. También están dentro de las cantidades reportadas por Walsh, (1971), que son de 0.1 a 3.0 ‰.

K<sup>+</sup>. Las cantidades de potasio total encontradas fueron de 0.64 a 1.69 ‰, con una media de 0.96 ‰. Estos resultados están normales de acuerdo con Chapman & Pratt, (1979), que reportan de 0.05 a 2.5 ‰, según Walsh, (1971), reporta de 0.1 al 4.0 ‰.

#### CONTAMINANTES TOTALES EN SUELOS

En el cuadro 2, se encuentran los resultados de los contaminantes totales en suelos, sólo el boro se determinó en forma soluble.

Alkil bencen sulfonato, boro soluble, aluminio, cobalto, cromo, cobre, hierro, manganeso, níquel, plomo y zinc.

Los detergentes del tipo A.B.S., encontrados en los suelos variaron de 60.0 a 220.0 p.p.m. Estos valores son superiores a las reportadas por Mascareño, (1974). Los detergentes se encontraron tres veces superiores en los suelos que en las aguas, esto se debe a que los contaminantes en los suelos son acumulativos. Y los daños que pueden ocasionar estos en los suelos y en los cultivos aun no están claros. Ya que, mientras algunas plantas se ven afectadas otras son estimuladas.

B. El boro soluble encontrado en los suelos varió del orden de 0.75 a 2.30 p.p.m., con una media de 1.45 p.p.m. Estas cifras están todavía dentro de los rangos establecidos por Palacios y Aceves (1970), que mencionan como valor máximo permisible 2.0 p.p.m., de acuerdo a lo reportado por Jackson, (1966), el boro soluble está en el límite, ya que él reporta como valores máximos 1.5 p.p.m.

Si tomamos en cuenta que algunas muestras presentaron más de 2 p.p.m. de B, estos suelos pueden ser tratados cuidadosamente, si no se puede disminuir la cantidad de boro, por lo menos vigilar que no pase de las 2.0 p.p.m. límite establecido por el Departamento de Agricultura de los EE.UU.

Al. El Aluminio total en los suelos varió de 4.5 a 7.0 % con una media de 6.19 %. Estos resultados caen dentro de los reportados por los siguientes autores: Walsh, (1971), reporta para suelos de los EE.UU., valores que van de 2.00 a 15.00 %. Chapman & Pratt, (1979), reportan aluminio total que fluctúa del 3 al 17 % en suelos de los EE.UU.

Co. El cobalto en forma total registrado en las muestras estudiadas fue de trazas a 200 p.p.m., con una media de 85.30 p.p.m. Esta cantidad es muy superior en comparación con los valores reportados por los siguientes autores: Chapman & Pratt, (1979), han reportado que el Cobalto total en los suelos varía de 1 a 40 p.p.m. Esta misma cifra es reportada por Walsh, (1971), Ortega, (1978).

El hecho de que se encuentren estas cantidades se justi-

fica por que se trata de suelos perturbados por la contaminación que acarrearán las aguas negras. Este dato no nos debe de preocupar, ya que el pH que prevalece es bastante alto para que la planta lo llegara a tomar, en virtud de que éste se encuentra precipitado. Este elemento no se ha demostrado claramente que sea esencial para la nutrición vegetal, pero si se ha reportado como tóxico. Sólo se le ha demostrado su importancia en la constitución de la vitamina B<sub>12</sub>. Podría darse el caso que el Cobalto fuera tomado por la planta por antagonismo competitivo por la semejanza iónica con otros elementos metabólicos.

Cr. Las cantidades encontradas de Cromo fueron de trazas a 500 p.p.m., con un promedio de 108.82 p.p.m. Estas cantidades son muy elevadas y esto es muy grave ya que es uno de los elementos más tóxicos para las plantas. Este resultado es total, lo cual no quiere decir que lo hay en solución. Pero Mascareño, (1974), reporta lecturas de Cromo asimilable, aunque estas son inferiores a 1 p.p.m. Este reporte puede deberse a contaminación de la muestra, ya que el cromo a pHs altos es el menos soluble.

Cu. Los valores de Cobre total encontrados fueron de 30 a 270 p.p.m., con una media de 100.58 p.p.m. Estos valores están dentro de los reportados por los siguientes autores: Chapman & Pratt, (1979), reportan que el cobre total en los suelos va de menos de 1,000 p.p.m. hasta varios miles con cantidades habituales de 2 a 100 p.p.m. Según Mortveit, (1972),

el cobre total en los suelos varió de 10 a 80 p.p.m. Walsh, (1971), reporta que el cobre total se encuentra de 2 a 200 p.p.m; en suelos de México a este elemento se le ha reportado de 2 a 75 p.p.m. Ortega, (1978).

El cobre es importante en los suelos, se le encuentra en la roca madre en forma de calcopirita ( $\text{CuFeS}_2$ ), en la solución del suelo se le encuentra poco a este elemento en forma aprovechable. El cobre divalente es adsorbido fuertemente por la materia orgánica y los coloides del suelo, y solo se cambia por intercambio iónico, también se ha encontrado en suelos ricos en materia orgánica que las deficiencias de cobre, se deben a que la materia orgánica no suelta este ión una vez que lo ha atrapado Devlin, (1970).

Al fierro total en los suelos estudiados se le detectó de 1.6 a 3.24 %, con una media de 2.38 %. Estos valores son normales considerando que según Mortvedt, (1972), este elemento varía de 1000 a 100000 p.p.m. y según Walsh, (1971), el fierro varía de 0.1 a 8.0 %; para Chapman & Pratt, (1979), el fierro total varía de 0.83 a 7.98 % en suelos minerales.

Los valores encontrados de fierro total en las muestras estudiadas, para ser suelos agrícolas están altos, pero hay que tomar en cuenta que se trata de suelos contaminados, donde sino fuera por los valores altos de los pHs. que predominan, este elemento causaría problemas de toxicidad en las plantas.

Este elemento es muy importante en el metabolismo general

de las plantas, es absorbido en forma férrica  $Fe^{+++}$ , pero la forma metabólicamente activa es la ferrosa  $Fe^{++}$  Tisdale, (1966), Teuscher, (1980), Devlin, (1970).

El manganeso total en los suelos estudiados varió de 450 a 850 p.p.m., con una media de 659.70 p.p.m., estos valores están poco altos de acuerdo con los siguientes autores: Chapman & Pratt, (1979), menciona que en la mayoría de los suelos el manganeso total va de 200 a 3000 p.p.m., y de acuerdo con Walsh, (1971), el manganeso fluctúa de 0.5 % en adelante; para Mortvedt, (1972), este elemento varía de 20 a 3000 p.p.m., y en suelos de México varía de 6 a 1500 p.p.m. Ortega, (1978).

El manganeso es fundamental en la respiración y en el metabolismo del nitrógeno actuando como activador enzimático, este elemento ha sido reportado como fácilmente substituido por los iones divalentes como son:  $Mg^{++}$ ,  $Co^{++}$ ,  $Zn^{++}$  y el  $Fe^{++}$ , pero el substituto más frecuente es el magnesio. Este elemento interviene también en la reducción de los nitratos del suelo.

El níquel en forma total en los suelos se le detectó del orden de trazas a 250 p.p.m., con una media de 108.83 p.p.m. Este elemento tóxico, fué muy elevado, ya que se le ha reportado en suelos minerales y en la corteza terrestre del orden de 100 p.p.m. Y en forma extractable en la zona estudiada se le ha encontrado en bajas cantidades en análisis efectuados por Mascaño, (1974).

La Sub dirección de la Subsecretaría del Mejoramiento Ambiental de la Secretaría de Salubridad y Asistencia ha repor-



tado que el valor máximo permisible de este elemento para las aguas de uso continuo es de 0.5 a 2.0 p.p.m., este elemento no es esencial para las plantas pero si se le ha reportado como tóxico.

El plomo en los suelos fué de trazas a 300 p.p., con una media de 204.41 p.p.m. Estos valores son bastante altos, pero sin embargo, en esta misma zona Mascareno, (1974), reportó plomo en forma extractable del orden de 7.0 p.p.m. y hasta 779.0 p.p.m. en forma total en plantas, lo que hace pensar que hay una gran cantidad de este elemento en el suelo y de éste una buena parte se solubiliza en el medio, sin embargo, bajo condiciones de alcalinidad el plomo es difícil que se encuentre en forma extractable y menos en cifras tan altas como las reportadas por este autor. Más bien considero que no se tuvo cuidado con las muestras de las plantas al ser procesadas y se pudieron haber contaminado por el suelo, o foliar.

El plomo bajo condiciones de pH alcalino tiende a precipitarse, por lo que la planta difícilmente lo asimila.

A este elemento se le ha reportado como bastante tóxico en suelos de los Estados Unidos y Japón principalmente en lugares donde han aplicado grandes cantidades de fertilizantes, herbicidas, fungicidas, insecticidas y todo tipo de plaguicidas como el D.D.T., dieldrin, aldrin etc. o en lugares cercanos a las carreteras muy transitadas.

El zinc total encontrado en las muestras de suelo estudia-

das fué del orden de 180-1170 p.p.m., con un valor medio de 321.18 p.p.m. Estos valores son altos en comparación con los reportados por Chapman & Pratt, (1979), que van de 10-300 p.p.m. y valores semejantes a éstos han sido reportados por otros autores en los EE.UU. En suelos de México se han reportado cifras que van de 3-150 p.p.m. Ortega, (1978).

El zinc es uno de los elementos importantes en los suelos agrícolas y se le encuentra en forma bivalente fijado en los complejos coloidales.

Frecuentemente se encuentran deficiencias de zinc en suelos alcalinos y en suelos ácidos se le encuentra elevado, por lo que en los suelos estudiados el zinc no se comporta de esta forma, ya que se trata de suelos alterados por la contaminación de residuos industriales y doméstico.

CUADRO 2.

Variaciones registradas de los contaminantes totales encontrados en los suelos del Distrito de Riego 03, de Tula, Hidalgo regados con aguas negras de la Ciudad de México.

<u>CONTAMINANTE</u>	<u>MINIMO</u>	<u>MAXIMO</u>	<u>PROMEDIO</u>
ABS	60.00	220.00	154.2500
B	0.75	2.30	1.4500
Al	45000.00	70000.00	61926.0000
Co	trazas	200.00	85.2941
Cr	trazas	500.00	108.8200
Cu	30.00	270.00	100.5800
Fe	2400.00	32400.00	23841.1700
Mn	450.00	850.00	659.7000
Ni	trazas	250.00	108.8235
Pb	trazas	300.00	204.4100
Zn	108.00	1170.00	321.1764

Este cuadro es una síntesis del Cuadro 7, que se encuentra en el apéndice, los resultados tanto mínimos, máximos como promedios se expresan en p.p.m. De los diferentes tipos de contaminantes.

## AGUAS

En el Cuadro 3, se encuentran los resultados de las carac  
terísticas físicas y químicas de las aguas desde el punto de  
vista agronómico, como son:

pH. El potencial de iones hidrógeno en las muestras de a-  
guas negras estudiadas fué de 7.40 a 8.1, con una media de 7.68.  
Según la clasificación de Moreno, (1978), corresponden a la clas  
se ligeramente alcalina, según Richards, (1954), corresponden a  
aguas alcalinas. El pH alto está dado principalmente por las  
grandes cantidades de sodio soluble, que al neutralizarse con  
los aniones forman sales alcalinas.

La conductividad eléctrica de las aguas negras fué de  
1050-16500 micromhos/cm con una media de 2581.1 micromhos/cm.  
De acuerdo a la clasificación de Moreno, (1979), esta conductiv  
idad corresponde a aguas ligeramente salinas. De acuerdo con  
Richards, (1954), corresponde a aguas salinas.

La conductividad eléctrica de estas aguas es muy important  
e, ya que puede acarrear varios problemas en los suelos y en  
las plantas por las siguientes características:

La mayoría de las aguas de riego tienen una conductividad  
eléctrica menor de 2,250 micromhos/cm. Los resultados obtenidos  
en las muestras analizadas (valor promedio) fueron superiores a  
esta cifra, por lo que las consecuencias pueden ser graves. El  
uso de aguas entre moderadas y salinas, pueden ser la causa de  
que se desarrollen condiciones de salinidad en los suelos, aún

cuando el drenaje de éstos sea satisfactorio. Las aguas cuya conductividad eléctrica sea menor de 750 micromhos/cm son satisfactorias para el riego, por lo que respecta a sales, aun cuando los cultivos sensibles pueden ser afectados adversamente cuando se usan aguas cuya conductividad varía de 250 a 750 micromhos/cm.

Las aguas con conductividad eléctrica que varía de 750 a 2250 micromhos/cm son comunmente utilizadas, obteniéndose con ellas crecimientos adecuados de los cultivos, siempre y cuando el suelo tenga un buen drenaje y un buen manejo, si estas condiciones no se cumplen se originan suelos salinos. El empleo de aguas con una conductividad eléctrica mayor de 2250 micromhos/cm es una excepción y raramente se obtienen buenos resultados. Únicamente los cultivos más tolerantes a la salinidad se pueden desarrollar bien cuando se riegan con este tipo de aguas, siempre y cuando se aplique agua en abundancia y el drenaje sea el adecuado.

Las sales más frecuentes en las aguas de riego son:

Los cationes de calcio, magnesio, sodio y en menor cantidad potasio. Los aniones principales son: carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos y en menor cantidad nitritos y fluoruros, los cuales reaccionan con los suelos en forma iónica. Richards, (1954).

#### CATIONES SOLUBLES

Los iones de calcio de las muestras analizadas fueron de 3.30 a 8.60 meq/lt con una media de 4.57 meq/lt, a estos iones

se les encontró en segundo lugar en abundancia sólo superados por el sodio.

Las sales de magnesio solubles en las muestras fueron de 0.3 a 6.0 meq/lt con un valor promedio de 3.3 meq/lt, éste elemento junto con el potasio fueron los más bajos.

El sodio soluble en las muestras analizadas fué de 3.73-16.43 meq/lt, con una media de 9.36 meq/lt.

Los cationes de potasio se detectaron del orden de 0.48-1.33 meq/lt, con un promedio de 0.84 meq/lt.

El peligro de sodificación más grave es determinado por las concentraciones de los cationes. Si el sodio es alto, el peligro será mayor, como en el caso de las aguas negras analizadas en este trabajo. Donde el principal efecto directo es el aumento del pH y la conductividad eléctrica de los suelos, originada por los compuestos alcalinos que forman con los aniones, e indirectamente el efecto de las sales sobre los cultivos se debe a que el sodio substituye al calcio y al magnesio del complejo de intercambio iónico, ocasionando una deterioración en la estructura del suelo haciéndolo más impermeable al agua y al aire, dificultando así el desarrollo de los cultivos, al contrario si predomina el calcio y el magnesio el peligro es menor, por las sales neutras o ligeramente alcalinas que se forman al ser neutralizadas por los aniones solubles como son: carbonatos, bicarbonatos, cloruros y sulfatos.

#### ANIONES SOLUBLES

Los aniones solubles de los carbonatos encontrados en las

aguas negras fueron de 3.45 - 12.06 meq/lt, con un promedio de 6.48 meq/lt.

Los aniones de bicarbonatos detectados fueron de 3.45 - 10.34 meq/lt, con una media de 6.62 meq/lt.

Los cloruros analizados variaron de 3.12 a 10.92 meq/lt, con una media de 6.28 meq/lt.

Los sulfatos encontrados fueron de 0.8 - 8.1 meq/lt, con un promedio de 2.31 meq/lt.

Los carbonatos, bicarbonatos y cloruros fueron bastante altos en las muestras de aguas negras analizadas, según Palacios y Aceves, (1970), estas aguas son inadecuadas, por sobrepasar los límites máximos permisibles en las aguas de uso continuo.

Los carbonatos son perjudiciales para la agricultura, ya que forman con el catión sodio una sal básica. Los bicarbonatos fueron los más elevados y frecuentemente ocurre que en aguas ricas en bicarbonatos hay la tendencia del calcio y el magnesio a precipitarse en forma de carbonatos, a medida que la solución del suelo se vuelve más concentrada; esta reacción no se completa totalmente y a medida que tiende a reducirse el calcio y el magnesio, la proporción del sodio aumenta.

Los cloruros y los sulfatos son también perjudiciales para las plantas, formando sales ligeramente alcalinas con el catión sodio, los cloruros son menos dañinos, ya que los sulfatos forman precipitados más insolubles.

CUADRO 3.

Características físicas y químicas de las aguas negras de la Ciudad de México y fluctuaciones tanto mínimas, máximas, como valores medios encontrados. Desde el punto de vista agrícola.

<u>ELEMENTO</u>	<u>MINIMO</u>	<u>MAXIMO</u>	<u>PROMEDIO</u>
pH	7.40	8.10	7.7000
C.E. en micromhos/cm	1050.00	16500.00	2581.1000
Ca <sup>++</sup> en meq/litro	3.30	8.60	4.5660
Mg <sup>++</sup> en meq/litro	0.30	6.00	3.3000
Na <sup>+</sup> en meq/litro	3.73	16.43	9.3546
K <sup>+</sup> en meq/litro	0.48	1.33	0.8377
CO <sub>3</sub> <sup>=</sup> en meq/litro	3.45	12.06	6.4790
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> en meq/litro	3.45	10.34	6.6168
Cl <sup>-</sup> en meq/litro	3.12	10.92	6.2830
SO <sub>4</sub> <sup>=</sup> en meq/litro	0.80	8.10	2.3130

Este cuadro es una síntesis del Cuadro 8, que se encuentra anexo en el apéndice. Los resultados que aquí aparecen corresponden a las aguas que se usan en el Distrito de Riego 03 en Tula, Hidalgo, con fines agrícolas.



VALORES MAXIMOS PERMISIBLES DE SUBSTANCIAS  
 ( TOXICAS EN AGUAS DE MEXICO )  
 ( mg/lt )

ELEMENTO	MEXICO	ESATADOS UNIDOS	
		Aguas de uso continuo	Aguas de uso limitado en suelos con textura fina.
aluminio		1.0	20.0
Arsénico	5.0	1.0	10.0
Berilio		0.5	1.0
Boro	0.4 - 2.0	0.75	2.0
Cadmio	0.005	0.005	0.05
Cobalto		0.2	10.0
Cobre	1.0	0.2	5.0
Manganeso		2.0	20.0
Molibdeno		0.005	0.05
Niquel		0.5	2.0
Plomo	5.0	5.0	20.0
Selenio	0.05	0.05	0.05
Vanadio		10.0	10.0
Zinc		5.0	10.0

Tabla 1.

#### CONTAMINANTES EN AGUAS NEGRAS

En el cuadro 4, se muestran los resultados de los contaminantes en aguas de riego, del Distrito de Riego 03 de Tula, Hgo.

Los valores encontrados de detergentes en las aguas negras variaron de 29.30-69.90 p.p.m. con una media de 47.21 p.p.m. De acuerdo con la S.R.H., (1970), los resultados obtenidos en este trabajo, muestran que los detergentes en 10 años casi se han triplicado. Y comparandolos con análisis efectuados por Mascareño, (1974), estos se han incrementado 5 veces. Este incremento se refleja do en la baja en el rendimiento de la producción agrícola.

El boro en las aguas negras analizadas varió de 0.2-2.05 p.p.m. con un valor promedio de 0.97 p.p.m., según Chapman & Pratt, (1979), mencionan que el boro total en las aguas de riego va de 0.10 a más de 7.0 p.p.m. De acuerdo con estos autores los resultados son normales. De acuerdo con Richards, (1954), los resultados están poco excedidos, pues menciona que es un elemento bastante tóxico, que solo sobrepasa de una p.p.m. y los resultados son fatales. Eaton, (1944), encontró que muchas plantas podían vivir y crecer normalmente en cultivos hidropónicos con trazas de boro de 0.03 a 0.04 p.p.m., y se presentaron toxicidades cuando había un ligero aumento en los valores máximos permisibles, que es de 1 p.p.m. de acuerdo con este autor los valores encontrados están excedidos, además hay que tomar en cuenta que al llegar al suelo este elemento es acumulativo.

Si tomamos en cuenta la clasificación de las aguas en fun-

ción del boro, éstas caerían dentro de las dudosas o posiblemente dentro de las inadecuadas, dependiendo del tipo de cultivo, para este respecto consultar el cuadro de la página 24 Palacios y Aceves, (1970).

De acuerdo con los análisis efectuados por la Comisión Hidrológica de la Cuenca del Valle de México de la Secretaría de Recursos Hidráulicos, (1970), las aguas negras de la Ciudad de México presentaban 1.75 p.p.m., de acuerdo con estos resultados y comparándolos con los valores máximos permisibles establecidos para aguas de uso continuo en México por la S.M.A., S.S.A., (1973), estos valores están muy sobrepasados, solamente se pueden comparar con los valores máximos tolerables para aguas de uso limitado en suelos con textura fina (consultar la tabla 1).

El aluminio detectado en las aguas negras estudiadas, fué del orden de trazas a 1.75 p.p.m. con un valor promedio de 0.64 p.p.m. estos resultados están dentro de los valores recomendados para las aguas de riego de uso continuo en los EE.UU. (ver tabla 1). Estos resultados se han mantenido " más o menos normales ", ya que en estas mismas aguas Mascareño, (1974), reporta valores medios de 0.150 p.p.m.

Ambos resultados no llegan a 1 p.p.m. pero de 1974 a 1981 los resultados han aumentado casi seis veces. Creo que no hay peligro de toxicidad, ya que el aluminio es activo sólo bajo condiciones de pH ácido.

El cobalto se encontró en las aguas negras analizadas del orden de trazas a 9.75 p.p.m., con una media de 0.41 p.p.m. Es-

tos resultados estan elevados, y el valor promedio está duplicado, en comparación con los valores máximos permisibles para aguas de uso continuo en los EE.UU., solamente entrarían dentro de los valores máximos permisibles en aguas de uso limitado, en suelos con textura fina (ver tabla 1 ).

Este elemento ha aumentado en las aguas de 1974 a 1981 en gran cantidad Mascareño, (1974), reportó un valor medio de 0.064 p.p.m.

El cromo total en las aguas varió de trazas a 0.02 p.p.m. con una media de .006 p.p.m. estos valores son inferiores a los reportados por Mascareño, (1974).

El cobre total se le encontró en las aguas negras del orden de 0.025 a 0.25 p.p.m. y el valor medio fluctuó de 0.09362 p.p.m. estos resultados estan muy por debajo de las cifras máximas permisibles para aguas de uso continuo en México y en los EE.UU., que es de 1 p.p.m. Mascareño, (1974), reporta cifras tres veces menor que las encontradas en este trabajo.

Los valores encontrados de hierro en las aguas negras fueron de 0.062 a 1.975 p.p.m. con un valor promedio de 0.2567 p.p.m. Estos resultados estan normales, pues se ha reportado que en aguas negras o de riego el hierro varía de una fracción a varias p.p.m. Chapman & Pratt, (1979),. Los resultados obtenidos en este trabajo están elevados en comparación con los resultados encontrados por Mascareño, (1974), en promedio fueron de 0.154 p.p.m.

El manganeso encontrado en las muestras de aguas negras fue

de trazas a 3.0 p.p.m., con una media de 0.465 p.p.m. Estos valores están excedidos en comparación con los valores máximos permisibles para aguas de riego de uso continuo en los EE.UU, pero si caen dentro de los rangos establecidos para aguas de uso limitado en suelos con textura fina (ver tabla 1 ). Esto es sólo para algunas muestras que sobrepasaron las dos partes por millón establecidas, ya que el valor promedio si cae dentro de las aguas normales. De acuerdo con Chapman y Pratt, (1979), el manganeso en las aguas de riego varía de una fracción a varias p.p.m, de acuerdo con estos autores los valores encontrados son normales.

El níquel registrado en las muestras de aguas varió de 0.20 a 1.25 p.p.m., con un valor medio de 0.5661 p.p.m. De acuerdo con los límites establecidos para las aguas de uso continuo en los EE.UU., los resultados obtenidos se encuentran ligeramente excedidos (consultar tabla 1 ).

El plomo en las aguas negras se registró del orden de 0.025 a 0.04375 p.p.m., con un valor promedio de 0.0346 p.p.m. Estos resultados están muy por debajo de los límites máximos permisibles para las aguas de uso continuo en México y en los EE.UU. Este elemento es posible que se le encuentre en grandes cantidades, en sedimentos de los canales y de las presas que sirven para almacenar las aguas negras.

El Zinc encontrado en las muestras de aguas negras analizadas fué de 0.0 a 0.225 p.p.m., con un promedio de 0.0718 p.p.m. Estos resultados están muy por debajo de los límites máximos

permisibles para las aguas de uso continuo en México y los EE.UU ( consultar tabla 1 ). Chapman & Pratt, ( 1979 ), mencionan que el zinc en las aguas de riego varía de 1 p.p.m. ó menos, de acuerdo con estos autores los resultados obtenidos están normales o ligeramente bajos.

CUADRO 4.

Variaciones mínimas, máximas y valores medios de los resultados de los contaminantes totales detectados en las aguas negras de la Ciudad de México, que se usan desde el punto de vista agrícola en el Distrito de Riego 03, de Tula, Hidalgo.

<u>CONTAMINANTE</u>	<u>MINIMO</u>	<u>MAXIMO</u>	<u>PROMEDIO</u>
A.B.S.	29.300	69.90000	47.2100
B	0.200	2.05000	0.97000
Al	trazas	1.75000	0.64280
Co	trazas	9.75000	1.90000
Cr	trazas	0.01875	0.00530
Cu	0.025	0.17200	0.09362
Fe	0.062	1.97500	0.25670
Mn	trazas	3.00000	0.46500
Ni	0.200	1.25000	0.56610
Pb	0.025	0.04375	0.03460
Zn	trazas	0.22500	0.07180

Este cuadro es una síntesis del Cuadro 9, que se encuentra anexo en el apéndice. Donde se encuentra el índice de contaminantes reportados en p.p.m.

## PLANTAS

### CONTAMINANTES TOTALES EN PLANTAS

En el cuadro 5, se encuentran los resultados de los contaminantes totales en plantas como son:

Boro, aluminio, cobalto, cromo, cobre, hierro, manganeso, níquel, plomo y zinc en p.p.m.

El boro total analizado en las plantas fué de 16.0 a 150 p.p.m., con un valor promedio de 62.45 p.p.m. Estos valores son considerados normales de acuerdo a los siguientes autores. El boro total en plantas varía de 4 a 10 p.p.m., pero en cereales como la avena es de 20 a 50 p.p.m. , se le encuentra en mayores cantidades en leguminosas como la alfalfa de la que se ha reportado de 20 a 100 p.p.m. (Jackson, 1966). El boro total en las plantas varía de 10 a 100 p.p.m. aunque se han encontrado cantidades que van de menos de 5 a más de 1500 p.p.m. Chapman & Pratt (1979). Se han reportado también en alfalfa cantidades que van de 30 a 200 p.p.m. Mortvedt, (1972), Walsh, (1971), ha reportado que el boro total en las plantas varía de 10 a 1000 p.p.m. y de 5 a 1500 p.p.m.

El aluminio total se le encontró del orden de 580 a 18000 p.p.m. con una media de 3170.45 p.p.m. Con excepción del valor más alto de los resultados, el aluminio se considera normal, en base a los resultados reportados por los diferentes autores. El aluminio total en plantas vá de 2 a 3 p.p.m. a más de 1 % en materia seca, Chapman & Pratt, (1979), También se ha reportado que el nivel del aluminio total en las plantas es de 10 a 3000 p.p.m.



y de 2-10 000 p.p.m. Walsh, (1971).

El cobalto total en plantas fluctuó de 3-10 p.p.m., con una media de 4.9706 p.p.m. Los resultados obtenidos son altos. Se han reportado valores que van de 0.01 a más de 1 p.p.m. Chapman & Pratt, (1979). Walsh, (1971), reporta que el cobalto total en plantas se le encuentra de 0.01 a 1.0 p.p.m.

El cromo varió de 2 a 24 p.p.m., con un promedio de 8.74 p.p.m. Estos valores son muy elevados en comparación con los publicados por la Sub-S.A.M., S.S.A. para aguas de uso agrícola de los EE.UU. Hasta la fecha no se ha demostrado que este elemento sea tomado por la planta de la solución del suelo y menos a pHs altos, por lo que creo que el cromo detectado fué por contaminación foliar o del suelo.

Ya que las aguas negras llevan cromo disuelto, el cual se incorpora a los suelos. Se ha demostrado que la fábrica Cromatos de México, S.A. ha arrojado en varias ocasiones desperdicios industriales conteniendo este tóxico metal. Por lo que no sería raro que el cromo encontrado en las plantas analizadas, aunque éstas no lo necesiten fisiológicamente, algo hayan tomado del que se encuentra soluble en el suelo, por competencia iónica y el resto por otras vías.

El cobre total encontrado en las plantas analizadas fué del orden de 10 a 125.6 p.p.m., con una media de 31.77 p.p.m. Este elemento está poco elevado de acuerdo con los siguientes autores:

El cobre total encontrado en las plantas va de 1 a más de 25 p.p.m. y cuando se aplican asperciones de cobre, ha sobre-

pasado las 25 p.p.m. Chapman & Pratt, (1979). El cobre total en plantas varía de 1 a 25 p.p.m. Walsh, (1971). También se ha registrado que los valores van de 10 a 30 p.p.m. Mortvedt, (1972).

El hierro total detectado en las plantas varió de 156 a 1715.4 p.p.m. con un valor medio de 553.2 p.p.m. Estos valores son altos si consideramos los reportados por algunos autores. El hierro total varió de 20 a varios cientos de p.p.m. Chapman & Pratt, (1979), el hierro total en alfalfa varía de 30 a 400 p.p.m. Mortvedt, (1972), también se le ha encontrado a este elemento del orden de 20 a 200 p.p.m. Walsh, (1971).

El manganeso total se le ha encontrado en plantas del orden de 42 a 174 p.p.m., con una media de 86.05 p.p.m. Estos valores están dentro de los reportados por algunos autores. El manganeso total en las plantas varía de 5 a 1000 p.p.m., y en algunos casos se le ha reportado en cantidades mayores Chapman & Pratt, (1979), el manganeso en forma total en alfalfa varía de 30 a 200 p.p.m. Mortvedt, (1972); también se le ha reportado de 5 a 5000 p.p.m. Walsh, (1971).

El níquel total en las plantas se le encontró del orden de 7 a 25 p.p.m. con una media de 11.8382 p.p.m. Estos valores están muy por arriba de los encontrados por Mascareño, (1974), en esta misma zona. Sobre este elemento no se tienen datos que demuestren que la planta tome este ión fisiológicamente. Por lo que se puede decir que la planta lo tomó por contaminación foliar de la misma manera que el cromo. Ya que al níquel se le encuen-

tra en forma total en los suelos asociado con otros minerales y se libera al ambiente de diferentes formas, se le usa como recubridor del hierro, como catalizador en la hidrogenación y en las refinerías de petróleo. Por otras vías se desecha y luego se integra a las aguas de desechos industriales Bailar y colaboradores (1968).

El plomo detectado en las plantas en forma total fué de 6.0 a 22.0 p.p.m., con una media de 10.85 p.p.m. Estos valores están muy por debajo de los reportados por Mascareño, (1974) en esta misma zona. De la misma forma que el cromo llega a la planta, es posible que el plomo entre en el metabolismo de las plantas. Ya que se trata de suelos alterados por la contaminación .

Para encontrar más de 700 p.p.m. de plomo como ocurrió en el trabajo de Mascareño, (1974) es necesario que haya una gran cantidad de plomo soluble en los suelos, esto es muy difícil, pues el plomo raramente se disuelve en el suelo y menos a pHs alcalinos. Posiblemente este autor tuvo muchas interferencias con otros elementos de longitud de onda cercana a la del plomo, los cuales fueron cuantificados alterando la lectura. También puede ser que haya cuantificado el plomo que se encontraba en la parte foliar de la planta.

El zinc total en las plantas varió de 16.0 a 80.0 p.p.m. con una media de 40.39 p.p.m. Estos valores están dentro de los reportados por los siguientes autores :

Chapman & Pratt, (1979), reporta una gama habitual de 5-75

p.p.m. En la alfalfa varía de 20-100 p.p.m. Mortvedt, (1979); el zinc varía de 5-300 p.p.m. en las plantas, y en algunos casos se le encuentra de 5-1500 p.p.m. Walsh, (1971).

CUADRO 5.

Fluctuaciones mínimas, máximas y valores medios de los resultados de los contaminantes totales detectados en plantas cultivadas en el Distrito de Riego 03, de Tula, Hidalgo, regadas con aguas negras de la Ciudad de México.

<u>CONTAMINANTE</u>	<u>MINIMO</u>	<u>MAXIMO</u>	<u>MEDIO</u>
B.	16.0	150.0	62.4500
Al.	126.0	18000.0	3170.4500
Co.	3.0	10.0	4.9705
Cr	2.0	24.0	8.7400
Cu	10.0	125.6	31.7700
Fe	156.0	1715.4	553.2000
Mn	42.0	174.0	86.0500
Ni	7.0	25.0	11.8382
Pb	6.0	22.0	10.8500
Zn	16.0	80.0	40.3900

Este cuadro es una síntesis del Cuadro 10, que se encuentra anexo en el apéndice. Donde se encuentran los índices de contaminantes totales expresados en p.p.m.

## CONCLUSIONES

Se realizó un estudio sobre contaminación de suelos agrícolas en el Valle del Mezquital, Hgo. por el uso de aguas negras de la Ciudad de México. Con base en los resultados obtenidos se llegó a las siguientes conclusiones.

1.- Las principales características físicas y químicas de los suelos y aguas estudiadas nos permiten afirmar que existen problemas de salinidad moderada y solamente algunas muestras resultaron con altas cantidades de sales.

2.- Se encontró que los elementos que provocan mayor contaminación en orden de importancia son: plomo, cromo, cobalto, níquel, detergentes, boro, hierro, manganeso y zinc.

3.- Los valores encontrados de los elementos anteriores son más altos que los reportados en la literatura revisada. Por lo que, se comprueba que la contaminación de estos suelos va en aumento, con excepción del boro soluble que se ha mantenido estable.

4.- Las aguas negras presentan fuertes problemas de contaminación por detergentes, los cuales han aumentado en la última década.

De acuerdo a los valores máximos permisibles establecidos por la Subsecretaría del Mejoramiento Ambiental, las sustancias tóxicas, en las aguas de uso continuo, están excedidas en cobalto, manganeso, níquel, hierro y boro.

5.- En las plantas se encontró contaminación causada por

plomo, níquel, cromo, cobalto, hierro, aluminio, cobre y boro.

Al igual que en los suelos, tanto en aguas como en plantas la contaminación se ha incrementado en el transcurso del tiempo.

CONSIDERACIONES GENERALES SOBRE LA CONTAMINACION  
DEL AREA ESTUDIADA.

1.- Para combatir la contaminación de los suelos agrícolas del Distrito de Riego 03 de Tula, Hgo. Se debe combatir primero la contaminación de las aguas de desecho de la Ciudad de México, provenientes tanto de las industrias, como del uso doméstico.

2.- Las aguas de desechos industriales antes de ser vertidas a los alcantarillados deben ser tratadas, para evitar que arrojen al drenaje metales pesados, o cualquier elemento o substancia tóxica, que altere la naturaleza del suelo, y los ecosistemas naturales de los ríos, presas, lagunas, mantos freáticos y los mares a donde son vertidos.

3.- Posteriormente las aguas negras deben recibir el tratamiento adecuado, que consiste por lo menos de un tratamiento primario y un secundario, antes de que sean usadas para irrigar los suelos agrícolas.

4.- Se deben estudiar las posibilidades para cambiar la formulación de los detergentes ramificados del tipo A.B.S. que son difícilmente degradados, por la formulación de los detergentes lineales del tipo L.A.S. que son más fácilmente biodegradables, estos han dado buenos resultados en Europa, EE.UU y Ja

pon. Se puede también cambiar por el detergente de tipo técnico A.O.S, ya que este es el más fácilmente biodegradable, se le ha usado en países que han tenido fuertes problemas de contami-



nación.

5.- Para evitar o combatir los problemas de la salinidad del suelo y la acumulación de detergentes, se deben aplicar riegos pesados en la zona estudiada frecuentemente, para que de esta forma algunos elementos sean lixiviados.

6.- Para evitar que el rendimiento de las cosechas se vea disminuido, se deben sembrar sólo especies semitolerantes o tolerantes a la salinidad y al boro. Ya que gran parte de las quejas que han puesto los agricultores de la zona, de que el rendimiento de las cosechas ha bajado, se deben a los problemas de la salinidad, detergentes, elementos pesados y el deterioro del drenaje que han venido sufriendo los suelos.

7.- La Secretaría de Salubridad y Asistencia por medio de la Subsecretaría del Mejoramiento Ambiental debe vigilar que en éstos suelos no se siembren hortalizas, legumbres, frutales y otro tipo de cultivos de consumo directo. Ya que hasta la fecha se siembran una gran variedad de ellos como son: chile, calabaza, jitomate, tomate, repollo, lechuga, perejil, cilantro, haba, vaina y chícharo y a las orillas del río gran variedad de frutales.

8.- Que frecuentemente se efectúen estudios analíticos, tanto experimentales como en el campo sobre el uso de aguas negras, tanto cualitativos como cuantitativos de los elementos tóxicos como son: boro, detergentes y metales pesados.

9.- Que se hagan estudios frecuentemente sobre la evaluación de la contaminación de la cadena natural suelo-planta-hombre y

y de los ecosistemas acuáticos.

10.- Que se efectúen investigaciones sobre los efectos que causan los detergentes en la flora y fauna, no sólo desde el punto de vista de crecimiento, rendimiento sino también de los efectos metabólicos y la calidad del producto y los efectos que pueden causar los productos al consumirlos.

B I B L I O G R A F I A

- AC2 - 20. Atomic Absorption Methods Manual Bausch & Lomb Analytical Systems Division.
- Allred, R. C., and Huddleston, R. L., 1964. Manufacture of Microbiologically Resistant Alkylaryl Sulfonates Mixture by Microbiological Oxidation. U. S. Part 3.
- Arrenius, E. 1967. Effects of Organic Mercury Compounds on the Detoxification Mechanism of Liver Cells in Vitro Oikos: 9:32-35.
- Arsha, M.A., Huang, P.M., and Arnud, R.J. 1972. Determination of Aluminium in Soil Extracts by Methyl Thymol Blue. Soil Science August (2).
- Baeyens, J. 1967. Nutrition des Plantes du Culture.
- Bailar, J. C., Moller., Klemberg, J., 1968. Química Básica. Editorial Alhambra. Barcelona, España.
- Bailey, B. W., Lof, C., 1971. Automated Methods for Determination of Mercury by Atomic Absorption. Anal. Chem 43 (1).
- Berlin, H . 1972. Metabolism, in Mercury in the Environment Frebergl., Vostal, J. Cleveland, Chem.Rub. Co. Press. Ohio.
- Berrow, M. L., and Webber, 1972. Trace Elements in Sewage Sludger, J. Sci. Fed. Agri. 23.
- Black, et at. 1966. Methods of Soil Analysis Physical and Mineralogical Properties. Including Statistics of Measurement and Sampling. Amer. Soc. of Agronomy Mad. Wisc. E.U.A.
- Bladel and Meloche. 1966. Elementary Cuantitative

Analysis. Harper & Row Weather Hill.

- Bogan, R. H. and Sawyer, C. N. Biochemical Degradation of Synthetic Detergents Sewage and Industrial Wastes. Vol. 26. p.1069-1080, 1954.
- Bogan, R. A., and Sawyer, C. N. 1955. Biochemical Degradation Synthetic Detergents. II Studies on the Relation between Chemical Structure and Biochemical Oxidation. Sewage and Industrial Wastes. Vol. 27.
- Bonner, J. and Galston, A. W. 1970. Principios de Fisiología Vegetal. Ed. Aguilar, España.
- Bouyoucos, G. J. 1951. A Recalibration of the Hydrometer Methods of Merking Mechanical Analysis of Soils. Agronomy 43: 434-438.
- Bryce and Smith, D. 1971. Lead Pollution a Growing Hazard to Public Health Chem. Britain. 7(2).
- Bravo, H. 1936. Observaciones Florísticas y Geobotánicas en el Valle de Actopan. An. Inst. Biol. UNAM. México. 7: 169-233.
- Bravo, H. 1937. Observaciones Florísticas y Geobotánicas en el Valle del Mezquital, Hidalgo. An. Inst. Biol. UNAM. México.
- Cadena, U. M. I. 1977. Estudio de la Distribución del Mercurio en Peces de Importancia Comercial del Golfo de México. Tesis, Facultad de Ciencias. UNAM.
- Cairns, H. S. and Hess, N. E. 1964. Effects of A.B.S. on Aquatic Organisms. Industrial Water and Wastes. Vol. 9.

No. 22.

- Cairns, and Sheier, A. 1965. The Acute and Chronic Effects of Standard Sodium Alkyl Benzene Sulfonate Upon the Pumpkinseed Sunfish Legomis gibbosus and the Blugill Sunfish L. macrochirus Raf. U. S. Publ. Hea Serv., Nat. Inst. of Heal Grant EF-266.
- Cajuste, L. 1977. Química de Suelos. Ed. E.N.A., C. P. Chapingo, Méx.
- Carlson, R. M. and Keeney, D. R. 1971. Specific Ion Electrodes: Techniques and Uses in Soil, Plant, and Water Analysis. Soil. Sci. Soc. of Amer. Inc. Mad. Wisc. U. S.A.
- Catalan, L. J. 1969. Química del Agua. Ed. Blume, Madrid.
- Comisión Hidrológica de la Cuenca del Valle de México. S. R. H. 1961. Posibilidades de Abastecimiento de aguas en el Valle del Mezquital, Hgo. Preparado por Pablo Beristain. México.
- Comisión Hidrológica de la Cuenca del Valle de México. S. R. H. 1970. La Investigación del Efecto que producen en los Cultivos y en el Ganado, el empleo de Aguas Negras conteniendo Detergentes.
- Compañía Mexicana Aerofoto. 1970. Estudio de Factibilidad, Técnica, Económica y Financiera para la Rehabilitación Integración y Ampliación del Distrito de Riego de Tula, Hgo.
- Chapman, H. D. and Pratt, P. F. 1979. Métodos de Análisis

- para Suelos, Plantas y Aguas. Ed. Trillas. México.
- Chopin., . 1967. Química. Ed. Publicaciones Científicas Méx.
- Degens, P. N., Van Der Zee, H., Kommer, J. D. and Kamphios, A. H. 1950. Synthetic Detergents and Sewage Processing. U. The effects of Synthetic Detergents on Certain Water Fauna. Jour and Proc. Inst. Sew. Purif. Part. 1. no. 63.
- Devlin, R. M. 1970. Fisiología Vegetal. Ed. Omega. S. A. Barcelona, España.
- Domínguez, R. I., Aguilera, H. N. y González, M. F. 1973. Contaminación por Cenizas Volcánicas y el Hombre en los Suelos del Popocatepetl. Memoria de la la. Reunión Nacional sobre Problemas de Contaminación Ambiental. Méx.
- Duchaufour, P. 1977. Atlas Ecológico de los Suelos del Mundo. Ed. Toray-Masson, S. A. Barcelona, España.
- Duchaufour, P. 1977. Manual de Edafología. Ed. Toray-Masson, S. A. Barcelona España.
- Eaton, F. M. 1935. Boron in Soil and Irrigation waters and its effects on Plant with Particular Reference to the San Joaquin Velley of California. U. S. Dept. Agr. Tech. Bull. no. 448.
- Eaton, F. M. and Wilcox, L. V. 1939. The Behavoir of Boron in Soil. U. S. Dept. Agr. Tech. Bull. no. 746.
- Elias, L. B. E. 1974. Algunos Estudios de los Detergentes Aniónicos como Agentes de la Contaminación de los Suelos Tesis Profesional. Facultad de Ciencias. UNAM.

- Enciclopedia de Ciencias. 1970. Química. Tomo no. 9., Ed. Salvat. Barcelona, España.
- Fassbender, H. W. 1975. Química de Suelos. Ed. I.C.A. Costa Rica.
- Flores, M. G. y Rodríguez, G. R. 1970. Posibilidades Agrícolas en los Suelos en el Distrito de Riego 03 de Tula, Hgo. Jefatura de Irrigación y Control de Ríos de Agrología, S. R. H.
- Gavande, S. A. 1976. Física de Suelos. Ed. Limusa.
- Gauch, H. G. and Dugger, W. M. 1953. The Role of Born in the Traslocation of Sucrose. *Plant. Physiol.* 28:457.
- Gauch, H. G., and Dugger, W. M. 1954. The Physiological Role in Higer Plants: A Review and Interpretation. *Univ. MaryL. Agr. Expt. Sta. Tech. Bull. A-80*
- Gaucher, G. 1971. El Suelo y sus Características Agronómicas. Ed. Omega. España.
- González, Q. L. 1968. Tipo de Vegetación del Valle del Mezquital, Hidalgo. *Depto. Prehist. Inst. Nac. Antr. Hist. Méx. Publ. 53. p. 35-40.*
- Grande, R. 1974. Métodos para Análisis Físicos y Químicos en Suelos Agrícolas. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. *Depto. de Suelos. S.L.P. México.*
- Graves, J. E., y Carter, E. G. 1920. *Soil Sci.* 10: 361-387.
- Guajardo, V. R. 1973. Problemas de los Suelos Agrícolas debido al Empleo de Aguas Negras. Memoria de la 1a. Reunión Nacional sobre Problemas de Contaminación Ambiental.

- Handbook of Chemistry and Physics. 1958. Edition Chemical Rubber Publishing. Co.
- Harris, E., 1970. El Mercurio como Contaminante del Medio Marino. Ministerio de Pesqueria. Lima, Peru.
- Hartung, R. 1972. Methylation by Microorganisms in Fish Slime. In "Environmental Mercury Contamination". Ed. an Arbor Science. Publ. Michigan.
- Harwitz, E., et al. 1966. Assimilation of A.B.S. by Activated Sludge Treatment Plant-Water Way System. J. Water Pollution. Control Federation 32, 1111-16.
- Heinz, H. J. and Fischer, W. K. 1962. Die Detergent in Wasser und Abwasser. Fete Seifen Anstrichmittel. Vol. 64, no. 3.
- Herbert, C. 1969. Mesa Redonda sobre los Efectos Perjudiciales de la Contaminación del Aire y el Suelos en las Plantas Terrestres.
- Holden, V. A. 1972. Present levels of Mercury in man and his Environment. Technical Reports Series no. 137. Ed. International Atomic Energy, Agency Viena. p. 143-172.
- Hudleston, R. L., and Allred, R. C. 1963. Microbial Oxidation of Sulfonated Alkyl Benzene. Develop. Ind. Microbial. Vol. 4.
- Hudleston, R. L. and Allred, R. C., 1962. Microbial Oxidation of Sulfonated Alkylbenzenes. Soc. of Ind. Microbiology.
- Hudleston R. L. and Allred, R. C. 1965. Determination of Anionic Surfactant Biodegradability: Physical Properties



- vs. Colorimetry. Jour. of the Amer. Chem. Soc. Vol. 42, No. 11, p.982-989.
- Hughes, A. F. W. 1950. The Effect of Inhibitory Sustances on Cell Division. A. Study of Living Cells in Tissue Cultures. Quart. Microsc. Sci. 91:251-278.
- Hughes, A. F. W. 1973. In: "Criteria for Recommended Standard, Occupation Exposure to Inorganic Mercury", Dept. of Health, Education and Welfore. NIOSH.
- Inst. Mex. de Rec. No Renov. A.C. 1972. Primer Seminario so bre Evaluaci3n de la Contaminaci3n Ambiental. M3xico.
- Isaac, R. A., and Kerbert, J. D. 1971. Atomic Absorption and flame Photometry: Techniques and Uses in Soil. Plant and Water. Anal., Soil. Sci. of Amer. Inc. Mad. Wis. U. S. A.
- Jackson, M. L. 1966. Quimica de Suelos. Ed. Omega. Barcelona, Espa1a.
- Janetti, D. H. 1971. Presencia del Boro en las Aguas Negras de la Ciudad de M3xico. C. H. C. V. M.
- Jauregui, O. E. 1963. Climatologfa e Hidrologfa de la Cuenca del Valle del Mezquital. p. 333.
- Jensen, A. 1970. Release of Methyl Mercury from Sediments sith Layers Containg Inorganic Mercury at Different Depths. Limnology and Oceanography: 15 (16) 958-960.
- Jensen, A., and Jernelov, A. 1972. Beaviour of Mercury in the Environmenta. in: Mercury Contamination in man and his environment. Technical Reports Series No. 137.

- Ed. International Atomic Energy, Agency Viena. p. 43-48.
- Juárez, C. M. 1971. Efecto 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. C. P. E. N. A. Chapingo, Méx.
- Klein, S. A. Jenkins, D., and Mc Guahey, P. A. 1963. The fate of A.B.S in Soil and Plants, J. Water Pollution Federation 35.
- Klein, H. D., and Goldberg, D. Mercury in the Marine Environment. Environmental Sci. Tech. 4:9.,1970.
- Klein, H. D. 1972. Mercury and other Metals in Urban Soils. Environmental Sci. and Tech. 6:6.
- Kness, A., and Bower, B. 1972. Environmental Quality Analysis Johns. Hopkins Press. London.
- Koëppen, W. 1948. Climatología. Ed. Fondo de Cultura Económica. México. p. 478.
- Konecky. 1961. Biodegradability of A.B.S. Develop. Ind. Microbiol. Vol. 2, p. 13-101.
- Lemke, A. E. and Munt, D. I. 1963. Some Effects of Alkyl Benzene Sulfonate on the Bluegill Lepomis macrochirus. Trans. Amer. Fisch. Soc. U. S. A.
- López, R. E. 1972. Carta Geológica del Estado de Hidalgo. Inst. Geología, UNAM.
- López, R. E. 1979. Geología de México. Ed. Escolar. México.
- López, R. J. y López, M. J. 1978. El Diagnóstico de Suelos y Plantas. Ed. Mundi-prensa. Madrid.

- Lozano, J. M. 1966. Los Suelos y su Manejo. Ed. Agricultura de las Américas. Kansas City, Missouri, E. U. A.
- Manual de Tratamientos de Aguas. Ed. Limusa, S. A. México.
- Manual de Tratamientos de Aguas Negras. Ed. Limusa, S. A. México.
- Manual of Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes, Environmental Protection Agency United States.
- Martínez y Col. 1971. Evaluación de los Estudios sobre el A.B.S. y el L.A.S. y Efectos en la Agricultura y en la Fauna. S. R. H.
- Mascareño, C. F. 1974. Estudio preliminar sobre Contaminación de los Suelos y de la Producción Agrícola en el Distrito de Riego 03, por el Uso de Aguas Negras de la Ciudad de México.
- Mc Gauhley, P. A., and Klein, S. A. 1956. Remove of Alkyl Benzene Sulfonate by Sewage Treatment. Sewage and Ind. Waters. 31, 877-899.
- Mc Gauhley, P. A. and Stephan, A. K. 1961. The Removal of A.B.S. from Sewage. Public. Works 92, No. 5.
- Mc Lean, F. T., and Gilbert, B. E. 1927. The relative Aluminium tolerance of crop plants Soil. Sci. 24:163.
- Millar, et al. 1981. Fundamentos de la Ciencia del Suelo. Ed. C. E. C. S. A.
- Milton, K. S. 1971. Química. Ed. C.E.C.S.A. México.
- Montane y Col. 1973. Planeación de los Estudios Necesarios para la Evaluación Cualitativa de los Problemas de la

Contaminación que pudieran ser originados por el Riego con Aguas Negras en el Distrito de Riego 03.

- Moore, A. W. and Kolbenson, A. R. 1956. Determination of Anionic Detergents in Surface Waters and Sewage With Methyl Green. Anal. Chem. 28 (6): 161-164.
- Mortvedt, J. J. 1972. Micronutrients in Agriculture Soil Science Society of America. Inc. Madison, Wisconsin. U. S. A.
- Munsell, Soil Chart. 1975. Edition Munsell Color, Co. Maryland. U. S.A.
- Nason, A. and Mc Elroy, W. D. 1963. Modes of Action of the Essential Mineral Elements. En F. C. Stewart Plant Physiology. Acad. Press. N. Y. 3:451.
- Nelson, F. F., Mc Kinney, R. E., Mc Ateer, J. A., and Konecky, M. S. 1961. Biodegradability of A.B.S. Develop. Ind. Microbiol. Vol. 2. p. 13
- Núñez E. R., y Larid, R. J. 1966. Fertilidad de Suelos. Ed. C. P. E., N. A. Chapingo, México.
- Ortega, T. E. 1969. Química de suelos. Ed. C. P., E. N. A. Chapingo, México.
- Palacios, V. O., y Aceves, N. E. 1970, Instructivo para el Muestreo, Registro de Datos e Interpretación de la Calidad del Agua para Riego Agrícola, Rama de Riego y Drenaje. Serie de Apuntes no. 15, C.P., E.N.A. Chapingo, Méx.
- Pérez, R. I. A. 1974. Cuantificación de Mercurio en la Biota Relacionada con el río Coatzacoalcos. Tesis Profesional.

Fac.de Ciencias. UNAM.

- Perkin-Elmer, 1980. Analytical Methods for Atomic Absorption Spectrophotometry. E. U. A.
- Pickering, Q. H. and Thatcher, T. O. 1970. The Chronic-Toxicity of Linear Alkylate Sulfonate (L.A.S.) to Pimephales promelas, Raf. Jour. Water Pollution Control. Fed. Vol. 42, no. 2.
- Pitter, P. 1966. Degradable Pollutants-A. Study of the New Detergents Third Inter. Cont. on Water. Poll. Res. Paper. 1-16. Munich.
- Proposed Revisions in Chemical Standards for Drinking. Water Ind. Eng. Chem. News. Ed. 1941.
- Puig, I. 1969. Química General. Barcelona, España.
- Rámirez, G. P. 1975. Estudios Biológicos dirigidos a la Evaluación de la Contaminación en el Lago de Chapala. Tesis Profesional. Fac. de Ciencias. UNAM.
- Ray, P. M. 1975. La Planta Viviente. Ed. C.E.C.S.A. México.
- Raybould, R. D., and Thompson, L. H. 1956. Influence of Alkyl Benzene Sulfonate Detergents on Sewage Purification. Inst. Sewage Purit. Proc.
- Richards, L. A. 1954. Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils U. S. D. A. Han Book No. 60. Washington, D. C.
- Rivera, G. F. 1970. Efecto del Detergente presente en las Aguas de Riego sobre el Desarrollo de Siete Cultivos bajo Condiciones de Invernadero. Tesis de Maestría. C. P.,

- E.N.A. Chapingo, México.
- Rojas, G. D. 1978. Fisiología Vegetal Aplicada. Ed. Mc Graw Hill.
- Rzedowski, J. 1957. Vegetación de las Partes Aridas de los Estados de San Luis Potosí y Zacatecas. Rev. Soc. Mex. Hist. Nat. XVIII: 49-101.
- Rzedowski, J. 1963. Comentario en Mesas Redondas Sobre Problemas del Valle de México. I. M. R. N. R. México.
- Rzedowski, J. 1978. La Vegetación de México. Ed. Limusa. México.
- Rzedowski, J. 1970. Nota sobre el Bosque Mesófilo de Montaña en el Valle del Mezquital. Esc. Nac. Cienc. Biol. México. 18:91-106.
- Samish, R. M. 1971. Recent advances in Plant Nutrition. II Gordon and Breach Science Publishers. New York. London. Paris.
- Sanaphong, S., and Trump. B. F. 1971. Cellular Effects of Mercury on Fisch. Kidney Tubules. Amer. Jour. of Pathology. 63:227.
- Scharrer, K. 1960. Química Agrícola. Ed. UTEHA. México.
- S. R. H. 1973. Generalidades del Distrito de Riego 03 de Tula, Hgo. Hoja de Divulgación no. 1. Mizquiahuala, Hidalgo.
- S. S. A. S. M. A. 1973. Contribución al Programa de Descentralización de las Explotaciones Lecheras del D. F.
- Sienko, M. J. and Plane, R. A. 1972. Química. Ed. Aguilar. España.
- Stiles, W. 1958. Other Elements. En W. Ruhland Enciclopedia

- of Plant, Physiology. Springer, Berlin.
- Stocker, H. S. and Spencer, K. S. 1981. Química Ambiental. Contaminación del Aire y del Agua. Ed. Blume.
- Strobel, H. A. 1968. Instrumentación Química. Ed. Limusa. México.
- Suess, M. J. 1964. "A.B.S. adsorption on Soils". Jour. Water Poll. Cont. Fed. Vol. 26, no. 11, p. 1391-1400.
- Sweeny, W. A. 1964. Aerobic Biodegradability of Linear Alkyl benzene Sulfonate. SAOP. Chem. Specialties. Vol. 30, No. 3.
- Swisher, R. A. 1966. Identification and Estimation of L.A.S. in Waters Effluents. The Jour. Chem. Soc. Vol. 43, No. 3, p. 137-142.
- Swisher, R. D. 1966. Nonionic Detergents and Related Substances in British Waters. Int. Conf. Water Poll. Res. Disc. Paper 11-6. Munich.
- Swisher, R. D., 1963. Biodegradation Rates of Isomeric Biheptylbenzene Sulfonate. Develop. Ind. Microbiol. vol. 4.
- Swisher, R. D. 1963. Biodegradation of A.B.S. in Relation to Chemical Structure. Jour. Water. Poll. Cont. Fed. vol. 35. no. 7.
- Swisher, R. D. 1963. Transient Intermediates in the Biodegradation of L.S.A. Jour. Water. Poll. Cont. Fed. vol. 35.
- Swisher, R. D. 1964. Fisch Bioassays of Linear Alkylate

- Sulfonates (L.A.S.) and Intermediate Biodegradation Products. The Jour. of the Amer. Oil. Chem. Soc. Vol. 41. No. 11.
- Teuscher, H., and Adler, R. 1980. El Suelo y su Fertilidad. Ed. C.E.C.S.A.
- Thomas, R. 1969. Water and its Impurities. Reinhold Publishing Corp. U. S. A.
- Tisdale, S. A. and Nelson, W. L. 1970. Fertilidad de los Suelos y Fertilizantes. Ed. Montaner y Simons.
- Umesh, C., Gupta and Co. 1973. Effects of Aluminium, Manganese and Lime on Toxicity Sympto in Nutrient Composition and Yield of Barley Grown on Podzol Soil Plant and Soil. 39.
- Viets, F. G. 1965. En: Soil Nitrogen. W. E. Bartolomew y F. E. Clark (Eds.) Agronomy 10:508-548.
- Vivas, O. E. 1953. Determinación del Boro en Alimentos y Bebidas. Tesis Profesional. Fac.de Ciencias Químicas. UNAM.
- Walsh, L. M. 1971. Instrumental Methods for Analysis of Soils and Plant Tissue. Soil Sci. Soc. of Amer. Inc. Madison, Wis. U. S. A.
- Warrem, F. 1976. Física de Suelos.
- Water, J. 1963. The Fate of A.B.S. In Soil and Plants Poll. Federation 35.
- Wayman, C. H. 1965. A hard look at Suft.Detergents. Bull of the Atomic Sci. Vol. 14, p. 22-26.
- Webber, L. R. 1967. The Nature of the Problems Soil Pollution Control Conference. DRC. 4-6. Toronto, Ontario, Canadá.



- Westermarck, T. 1972. The Determination of Mercury and its Compound by Destructive Neutron Activation Analysis. In: Mercury Contamination in Man and his Environment. Technical Reports Series No. 137. Ed. International Atomic Agency, Vienna. p. 98-110.
- Wills, E. D. 1954. The Effects of Anionic Detergents and some related Compounds on Enzymes. Bioch. H. vol. 57. No. 1. p. 109-120.
- Winteringham, F. P. 1972. Introduction in: Mercury Contamination in Man and his Environment. Technical Reports Serie No. 137. Ed. International Atomic Energy Agency, Vienna. p. 1-4.
- Wood, J. M., Penley, J. M. and Simone. R. 1972. Mechanisms for Methylation of Mercury in the Environmental. In: "Mercury Contamination in Man and his Environment". Technical Report. Series No. 137. Ed. International Atomic Agency. Vienna. p. 49-66.
- Yoe y Koch. 1955. Trace Abalysis. Ed. New York. John Willey. Sons Inc.

A P P E N D I C E

Cuadro No. 6

## CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y QUÍMICAS DE LOS SUELOS

Mue- stro No.	TEXTURA			CLASE TEXTURAL	C O L O R MUECO	D E N S I D A D		pH	C.R. mg/100g	MATERIA ORGÁNICA %	NITRÓGENO TOTAL %	F. DIF. I Asiilable kg/ha.	P. %	C.I.C.P mg/100 g	Ca. %	Mg. %	K. %	S. %	CAPACIDAD Y ABUNDANCIA SOLUBLES				
	Arena %	Limo %	Arcilla %			REAL	APARENTE												Ca. mg/lit.	Mg. mg/lit.	K. mg/lit.	S. mg/lit.	
1	65.0	69.0	12.0	Franco	LOYR 3/2	LOYR 4/2	2.1	1.28	8.2	1.1	5.36	0.25%	2.2	550.110	10.51	52.89	8.06	0.5652	0.6538	6.66	6.61	12.95	1.03
2					LOYR 3/2	LOYR 6/2	2.0	1.28	8.2	1.8	1.78	0.2670	5.6	652.647	61.50	59.14	18.381	1.5652	1.0368	5.77	4.64	12.76	1.09
3					LOYR 3/2	LOYR 6/2	2.0	1.28	8.6	1.8	3.07	0.1821	3.0	482.898	19.92	47.48	12.11	1.6417	0.5976	4.88	4.96	12.61	1.33
4					LOYR 3/2	SYR 6/2	2.1	1.29	8.4	2.0	2.75	0.2116	6.8	1038.726	38.01	67.56	18.22	0.9367	1.2689	8.99	3.06	12.63	1.25
5	37.0	48.0	18.0	Franco	LOYR 4/2	SYR 6/2	2.0	1.27	8.2	1.9	2.75	0.2065	5.2	1032.876	60.78	25.91	18.76	0.7391	1.2692	8.66	3.07	11.87	1.10
6					LOYR 3/2	LOYR 5/2	2.0	1.21	8.2	2.6	8.09	0.2718	6.2	972.676	19.68	67.70	15.66	0.9792	1.1958	4.64	6.02	15.91	1.25
7					LOYR 3/2	LOYR 6/2	2.0	1.18	7.8	1.0	5.53	0.3882	3.4	676.880	22.22	87.79	12.38	0.6382	0.8333	8.64	3.73	7.73	0.60
8					LOYR 3/2	LOYR 6/2	2.0	1.18	7.8	1.0	5.53	0.3882	3.4	676.880	22.22	87.79	12.38	0.6382	0.8333	8.64	3.73	7.73	0.60
9					LOYR 4/2	LOYR 5/2	2.1	1.29	8.4	1.9	2.12	0.1827	2.4	424.946	26.28	76.82	12.67	0.5652	0.5178	5.99	2.70	13.81	0.60
10	16.5	65.5	18.0	Migajón li- moso	LOYR 3/2	LOYR 6/2	2.0	1.35	8.2	2.7	1.38	0.1957	1.4	878.891	18.15	58.76	18.26	0.9167	1.0441	8.33	6.17	15.13	1.30
11					LOYR 3/2	LOYR 6/2	1.9	1.22	8.2	2.5	6.26	0.2964	4.7	920.966	13.98	69.73	16.89	0.8478	1.1282	5.66	5.61	15.91	1.05
12					LOYR 3/2	LOYR 5/2	1.8	1.18	8.1	1.65	6.83	0.3603	5.9	368.830	27.06	50.60	6.33	0.2913	0.6415	5.32	3.068	8.21	0.78
13					LOYR 3/2	LOYR 6/2	2.0	1.16	8.2	1.85	4.73	0.2691	3.2	851.62	17.56	53.73	5.35	0.5652	0.5320	6.11	4.099	13.17	0.98
14					LOYR 3/2	LOYR 6/2	2.2	1.15	8.1	2.3	6.90	0.3686	6.1	501.958	18.97	59.16	1.19	0.7391	0.5961	11.66	5.92	16.99	1.00
15					LOYR 3/2	LOYR 6/2	2.0	1.18	8.2	2.3	6.76	0.2956	6.6	758.72	68.68	67.68	6.78	0.8581	0.9230	11.87	4.71	16.91	1.02
16					LOYR 3/2	LOYR 5/2	2.0	1.32	8.6	2.2	6.16	0.2238	1.8	656.27	38.58	62.68	10.25	0.8678	0.7615	12.12	7.61	16.91	1.00
17					LOYR 3/2	LOYR 6/2	2.0	1.22	8.5	2.2	6.31	0.3019	5.9	932.646	35.00	58.86	10.82	0.8869	1.1282	8.66	2.10	16.63	1.25
18	35.0	38.5	25.5	Franco	LOYR 3/2	LOYR 6/2	2.0	1.19	8.2	1.5	6.83	0.2865	3.2	886.930	15.64	65.31	9.16	0.9167	1.0641	6.33	3.68	16.69	1.06
19					LOYR 3/2	LOYR 6/2	2.0	1.11	8.1	0.85	2.96	0.0309	0.7	156.666	29.05	69.45	0.08	0.1084	0.1858	6.66	2.36	2.30	0.25
20					LOYR 3/2	LOYR 6/2	1.9	1.35	8.0	2.6	1.98	0.1573	1.2	332.592	68.84	61.32	0.617	0.2282	0.1898	15.99	8.56	10.89	1.25
21	37.0	51.5	11.5	Migajón ara- noso	LOYR 6/2	LOYR 5/2	1.9	1.28	8.0	2.2	4.61	0.0625	1.8	255.918	23.70	65.80	0.59	0.6891	0.3078	2.99	1.77	11.91	0.81
22					LOYR 6/2	LOYR 5/2	1.9	1.19	7.9	1.63	2.58	0.0607	3.0	685.786	17.81	56.56	6.66	0.7173	0.5833	6.66	2.66	9.73	0.79
23					LOYR 6/2	LOYR 6/2	2.0	1.30	8.2	2.0	2.10	0.0999	3.0	328.692	66.97	37.90	1.58	0.6891	0.3589	13.66	6.66	17.99	1.25
24					LOYR 3/2	LOYR 6/2	2.0	1.30	8.6	2.0	3.06	0.3199	2.7	685.94	26.32	64.22	6.78	0.1913	0.5705	16.66	1.98	10.89	1.95
25	47.0	32.0	31.0	Franco	LOYR 3/2	LOYR 6/2	2.0	1.30	8.05	2.1	1.06	0.0610	2.7	187.638	25.03	63.11	6.99	0.6856	0.1898	7.65	3.91	10.84	1.09
26	71.5	18.0	19.5	Migajón ara- noso	LOYR 3/2	LOYR 6/2	2.0	1.60	8.3	1.75	2.67	0.0637	10.0	360.638	18.05	35.52	5.76	0.2824	0.3848	8.32	5.60	13.91	1.09
27					LOYR 4/2	LOYR 5/2	2.0	1.19	8.05	4.0	1.71	0.0660	2.2	352.966	62.63	31.70	6.78	0.2281	0.1193	10.33	5.66	16.69	2.61
28					LOYR 6/2	LOYR 5/2	1.9	1.21	8.9	7.5	6.19	0.3299	8.5	1051.780	38.91	67.67	7.69	0.6152	0.6230	66.99	25.21	18.96	0.56
29					LOYR 6/2	LOYR 5/2	1.9	1.20	7.9	2.5	4.11	0.1090	8.1	786.430	17.15	36.83	25.78	0.9239	0.6230	8.99	5.67	16.92	1.71
30	37.0	39.5	23.5	Franco	LOYR 6/2	LOYR 5/2	2.0	1.22	8.0	1.9	4.52	0.1053	6.6	626.780	13.86	36.21	10.33	0.8591	0.7835	4.99	3.78	11.91	1.19
31					LOYR 6/2	LOYR 5/2	1.9	1.18	7.9	2.8	6.06	0.3286	10.0	716.698	11.12	70.80	7.17	0.7591	0.8641	8.33	7.16	16.63	1.00
32					LOYR 6/2	LOYR 5/2	2.0	1.23	8.1	1.5	4.15	0.1686	5.7	776.698	15.15	52.06	13.76	1.0000	0.9807	2.80	0.68	7.72	0.25
33					LOYR 3/2	LOYR 6/2	2.0	1.29	8.2	1.7	6.86	0.1887	3.6	713.996	18.65	53.07	16.00	0.7191	0.6782	6.99	8.99	12.17	1.09
34	37.0	35.5	27.5	Migajón ara- lloso	LOYR 3/2	LOYR 6/2	2.0	1.28	8.0	2.6	6.35	0.1091	2.9	563.676	39.04	59.76	13.06	0.7173	0.6658	7.66	6.66	13.21	1.25

CARACTERISTICAS FISICAS Y QUIMICAS DE LOS SUELOS

IDENTIFICACION SUELOS	P.D.M.V. I asimilable	S. kg/ha.	C.I.C.V mg/100 g	Ca <sup>++</sup> mg/100 gr	Mg <sup>++</sup> mg/100 gr	Na <sup>+</sup> mg/100 gr.	K <sup>+</sup> mg/100 gr.	CATIONES Y ANIONES SOLUBILIZ				TOTALER CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	TOTALER	TOTALER			S. %	
								Ca <sup>++</sup> mg/100.	Mg <sup>++</sup> mg/100.	Na <sup>+</sup> mg/100.	K <sup>+</sup> mg/100.						CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>		SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
0.2104	2.2	350.120	30.51	52.89	8.06	0.5652	0.6538	4.66	4.61	12.95	1.03	25.25	1.65	8.62	7.01	6.02	25.10	4.56	2.60	1.68	0.80
0.2470	5.6	652.662	41.50	59.14	14.381	1.5652	1.0784	5.77	4.64	12.74	1.09	24.28	1.65	9.01	7.04	4.00	25.72	1.12	2.11	1.56	0.88
0.1821	3.0	682.890	39.92	47.68	12.13	1.6613	0.5576	4.68	4.54	12.61	1.23	23.28	0.00	15.52	8.58	1.00	25.10	2.60	2.10	1.98	0.98
0.2116	6.0	1028.726	38.03	47.58	14.33	0.9367	1.2692	4.99	1.06	12.63	1.25	21.73	1.65	1.65	6.70	10.40	22.00	2.00	1.65	0.88	0.87
0.2043	5.1	1032.876	60.76	25.91	14.74	0.7391	1.2692	4.64	1.07	11.47	1.10	20.30	0.00	8.62	6.74	6.03	20.89	2.40	2.36	1.78	1.23
0.2718	6.1	973.676	39.68	47.20	15.00	0.9782	1.1858	4.64	4.02	15.91	1.25	27.90	0.00	9.62	7.02	13.10	28.78	2.00	2.08	1.12	1.18
0.2229	3.1	676.886	32.23	67.79	12.38	0.4782	0.8133	5.64	2.71	7.73	0.69	16.78	1.65	5.17	4.70	4.01	17.33	5.78	1.80	1.82	1.00
0.2042	3.6	726.882	41.89	50.90	16.15	0.3913	0.8974	5.55	3.08	6.94	0.64	14.23	6.80	6.90	3.90	1.00	18.70	3.78	1.09	1.64	1.00
0.1827	2.6	428.944	18.38	16.81	22.67	0.5453	0.5128	5.99	2.70	13.91	0.64	23.28	1.65	6.90	5.68	6.01	21.82	3.32	3.39	2.73	0.98
0.1927	2.8	879.891	39.15	58.74	18.36	0.9367	1.0441	4.31	4.33	15.13	1.28	20.91	0.00	6.90	10.14	13.00	30.04	1.32	3.18	1.52	0.98
0.2064	4.7	920.964	33.98	49.73	14.89	0.8676	1.1282	5.64	5.61	15.91	1.05	28.23	0.00	10.34	7.02	11.00	28.36	2.68	2.38	1.76	0.98
0.2061	5.9	368.830	27.04	50.60	4.37	0.3913	0.4815	5.23	3.08	9.23	0.74	18.13	6.80	4.90	7.02	1.00	31.82	7.06	1.64	1.92	0.64
0.2061	3.2	651.62	31.94	33.73	1.15	0.5652	0.5320	6.11	4.09	12.17	0.94	23.11	6.80	5.17	6.24	5.01	23.32	4.88	1.61	1.68	0.98
0.2066	6.3	503.958	36.57	59.14	1.16	0.7391	0.5961	11.64	5.92	14.95	1.02	14.33	6.80	5.17	7.80	18.40	35.41	4.56	1.88	1.32	0.88
0.2094	6.6	759.72	44.68	42.48	4.78	0.4521	0.9330	11.87	6.71	14.91	1.02	14.21	6.80	6.90	7.80	18.00	35.40	2.90	1.64	1.48	0.10
0.2239	1.8	654.37	38.58	42.48	10.35	0.8678	0.7435	12.13	7.61	14.91	1.35	14.61	6.80	5.17	7.80	18.00	38.87	2.68	3.13	2.00	1.00
0.2019	5.9	932.644	33.00	56.68	10.82	0.0869	1.1782	4.64	3.10	14.63	1.35	22.58	10.30	4.90	7.80	3.00	28.00	3.32	2.82	1.98	1.00
0.2053	2.2	886.828	15.14	43.31	9.16	0.9367	1.0441	4.33	3.64	14.65	3.46	28.18	3.85	6.90	9.36	7.11	28.81	3.78	1.88	1.18	1.10
0.2090	0.7	154.644	29.05	69.65	0.08	0.1066	0.1858	6.44	2.36	3.30	0.75	12.57	0.08	6.82	6.70	6.10	19.41	6.64	6.22	1.98	0.70
0.1972	3.2	332.592	68.84	61.23	0.017	0.2282	0.3389	13.93	8.56	10.95	1.35	14.65	0.00	8.00	7.02	20.10	34.02	5.82	2.64	2.56	0.88
0.0423	1.0	255.918	21.70	65.80	0.59	0.4891	0.3074	2.99	3.77	11.91	0.61	19.08	0.00	10.34	4.24	1.60	19.98	6.64	1.60	2.88	0.78
0.0407	3.0	681.784	17.11	54.56	6.84	0.7173	0.5833	4.64	2.84	9.73	0.79	17.40	6.80	5.17	3.80	3.40	19.37	1.74	2.11	1.28	0.88
0.0999	3.0	328.682	46.57	37.90	1.58	0.4891	0.1589	13.64	6.84	17.19	1.25	16.94	0.00	10.34	11.70	16.00	38.64	2.90	2.88	2.10	1.68
0.1999	2.7	685.94	26.52	46.21	4.78	0.1913	0.5705	16.64	3.94	10.69	1.09	22.14	0.00	3.85	6.28	21.00	30.89	3.32	1.88	1.80	0.78
0.0410	2.7	187.434	35.03	43.11	6.99	0.4656	0.1858	7.65	3.91	10.81	1.09	21.64	0.00	6.90	4.70	12.00	21.60	2.90	1.64	1.60	0.68
0.0417	10.0	340.938	18.05	11.52	5.74	0.2824	0.3444	8.33	6.40	11.91	1.05	28.20	0.00	10.34	5.64	11.00	28.80	0.16	1.11	1.10	0.88
0.0400	2.2	393.884	82.63	11.70	6.74	0.2282	0.2331	20.33	5.64	18.49	2.81	34.89	0.00	6.90	12.68	13.01	34.39	0.16	1.35	2.80	1.23
0.1899	0.3	1051.780	38.91	67.47	7.49	0.8132	0.9230	48.99	23.21	19.54	8.54	100.32	0.00	5.17	7.02	81.01	93.20	2.90	2.31	2.08	0.88
0.1898	6.3	788.830	37.15	36.83	15.79	0.9330	0.9230	9.99	5.47	16.52	1.71	33.69	0.00	1.72	9.34	21.01	32.09	3.32	3.91	1.60	0.88
0.1851	6.4	614.780	11.88	34.23	10.51	0.8584	0.7423	1.99	2.73	11.91	1.15	20.78	3.85	8.62	10.92	00.90	23.89	1.32	3.85	1.68	1.18
0.1304	10.0	718.898	31.12	70.80	7.17	0.7391	0.8461	8.33	7.18	14.83	1.46	31.54	4.80	8.00	7.02	3.80	31.38	6.64	3.85	1.08	0.88
0.1888	5.7	776.688	15.15	52.06	15.74	1.0000	0.9807	3.66	8.48	7.79	0.25	21.24	0.00	4.00	7.02	4.00	19.92	6.14	1.15	1.42	1.14
0.1887	1.6	722.986	38.45	53.07	16.00	0.7391	0.8742	4.99	4.99	12.17	1.00	23.15	1.65	8.02	7.02	8.60	13.68	6.64	2.17	1.80	0.88
0.1891	2.9	883.674	39.04	59.74	11.04	0.7173	0.4858	7.64	6.84	13.21	1.29	28.94	0.22	15.34	7.80	11.30	29.24	1.74	1.64	1.88	0.88

Cuadro No. 7

## CONTAMINANTES TOTALES EN SUELOS

ppm

No. de M.	A.B.S.	Al	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	NA	Pb	Zn
1.	120.00	65000	200	100	50	25800	620	100	300	210
2.	90.00	64000	200	100	70	26800	640	T	100	210
3.	130.00	64000	200	100	80	25800	670	100	100	240
4.	135.50	50000	100	200	40	21000	450	100	300	450
5.	133.90	63000	100	100	50	16000	450	100	200	210
6.	140.00	63000	100	100	80	22800	610	100	200	330
7.	139.00	63000	150	100	70	23400	620	100	100	240
8.	160.00	63000	150	100	120	24300	730	100	100	390
9.	100.00	64000	T	100	40	24000	610	100	100	240
10.	140.00	64000	T	100	30	27300	860	200	100	240
11.	2--.00	62000	50	100	200	24000	550	200	T	360
12.	215.00	54000	100	500	140	18000	640	100	100	1170
13.	210.00	61000	100	100	200	23400	630	T	200	420
14.	100.00	62000	T	100	130	26700	720	200	100	360
15.	160.00	63000	T	100	120	24300	560	100	100	210
16.	180.50	63000	50	200	100	23400	650	250	200	300
17.	217.50	64000	100	100	40	27000	650	100	100	330
18.	220.00	62500	50	100	100	17000	650	50	250	300
19.	185.00	66000	100	100	170	24800	740	T	250	300
20.	60.00	62000	50	100	40	24600	530	T	200	240
21.	210.30	63000	50	100	30	22800	520	50	200	240
22.	120.00	70000	50	200	90	21600	510	100	200	310
23.	150.00	64000	50	100	40	23100	650	150	200	390
24.	120.30	64000	T	T	130	2400	550	100	250	270
25.	135.00	64000	100	100	50	27300	740	100	200	210
26.	170.00	66000	100	100	130	32400	650	100	200	270
27.	185.00	63000	50	100	100	26700	850	100	300	300
28.	160.10	60000	100	T	130	24900	750	100	300	420
29.	160.50	62000	100	T	50	29400	940	200	200	240
30.	200.50	60000	100	100	100	22200	730	150	200	270
31.	135.00	45000	100	100	270	21900	520	100	300	390
32.	130.00	62000	100	100	100	26700	850	150	300	330
33.	150.30	64000	100	T	50	30000	740	100	200	330
34.	170.30	59000	100	100	200	27600	850	200	300	180

Cuadro No. 8

## CATIONES Y ANIONES SOLUBLES EN AGUAS NEGRAS

No. de M.	pH.	C.E. µmhos.	Ca. <sup>++</sup>	Mg. <sup>++</sup>	Na. <sup>+</sup>	K. <sup>+</sup>	mg/litro totales	CO <sub>3</sub> <sup>==</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl. <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	TOTALES
1.	7.70	1700	3.90	1.70	11.21	.66	13.69	6.90	6.90	7.02	1.9	22.72
2.	7.50	1600	1.60	2.70	10.69	.96	17.65	3.45	8.62	7.02	1.8	20.89
3.	7.40	1700	3.60	4.90	10.86	.91	19.17	6.90	6.90	6.24	1.7	21.74
4.	7.50	16500	3.30	3.40	10.69	.91	18.1	6.90	8.62	7.02	2.6	25.14
5.	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
6.	8.10	14500	3.90	2.70	8.34	1.21	16.15	18.30	3.45	7.46	1.8	23.01
7.	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
8.	7.80	1100	3.30	3.70	5.11	.64	12.77	6.90	5.17	4.70	1.6	18.17
9.	7.50	1050	4.90	3.00	5.30	.71	13.91	3.45	5.17	3.90	2.4	14.92
10.	7.70	1500	3.60	4.0	8.69	.92	17.21	3.45	6.90	7.02	2.1	19.67
11.	7.60	1700	3.30	3.70	10.69	.92	18.61	6.90	5.17	6.24	2.4	20.71
12.	7.60	1150	3.60	3.40	8.066	.91	15.99	6.90	6.90	6.24	2.1	22.34
13.	7.70	2200	4.90	4.00	15.91	1.12	25.93	18.30	8.62	7.80	2.2	28.92
14.	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
15.	7.40	2000	6.60	5.50	13.13	1.32	28.25	12.00	8.61	8.58	1.6	30.85
16.	7.80	1100	7.90	.30	5.13	.61	13.94	3.45	6.90	3.90	2.2	16.45
17.	7.70	1100	4.90	.40	5.30	.58	11.18	6.90	3.45	3.90	1.8	16.05
18.	7.90	2000	4.60	.60	13.13	1.00	19.57	6.90	10.34	7.80	8.0	25.04
19.	7.50	800	6.00	1.70	3.73	.48	11.91	6.90	3.45	3.12	2.6	16.07
20.	7.50	1200	3.30	3.70	6.26	.64	13.90	6.90	5.17	3.90	1.6	17.57
21.	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
22.	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
23.	7.50	1100	3.60	3.40	5.47	.66	13.13	3.45	5.17	3.90	2.6	15.12
24.	7.60	1150	4.90	3.70	5.30	.58	14.48	3.45	5.17	4.70	3.2	16.52
25.	7.70	1100	4.60	4.30	5.13	.69	14.72	6.90	3.45	3.12	4.0	17.47
26.	7.80	2000	3.60	6.00	12.95	1.02	23.57	6.90	6.90	7.80	3.6	25.20
27.	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
28.	7.80	2400	4.60	4.60	15.13	1.33	25.66	6.90	8.62	9.36	2.1	26.98
29.	7.60	1190	3.60	4.40	6.08	.66	14.74	6.90	5.17	5.46	1.3	18.83
30.	7.90	2200	8.60	2.00	14.17	1.02	25.79	6.90	10.34	8.58	1.8	27.62
31.	7.90	2100	4.60	4.60	16.43	1.15	25.88	6.90	8.62	9.36	1.6	29.48
32.	8.00	2400	6.30	1.70	14.17	.58	22.75	6.90	5.70	3.90	8.1	24.60
33.	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
34.	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
35.	7.50	1150	4.30	4.30	5.47	.61	14.68	6.90	5.17	5.46	1.2	18.73

CONTAMINANTES TOTALES EN AGUAS NEGRAS  
1977

No. de M.	A.B.S.	B	Al	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1.	56.25	0.75	0.625	0.325	T	0.250	1.975	3.000	0.8160	0.01750	0.225
2	46.00	0.90	0.500	T	T	0.125	0.062	T	0.8160	0.01750	T
3	55.60	0.90	0.375	T	0.01250	0.125	0.250	T	0.6250	0.02500	0.075
4	67.50	0.90	0.125	T	0.01250	0.067	0.250	0.662	0.4120	0.01750	T
5	67.50	1.05	0.625	9.350	0.01250	0.047	0.187	0.662	0.2000	0.02500	0.025
6	45.00	0.75	0.625	9.750	T	0.087	0.147	T	0.2600	0.02500	0.043
7	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
8	44.60	0.90	0.625	T	T	0.087	0.150	T	T	0.01125	0.043
9	43.70	0.75	0.087	T	T	0.087	0.267	T	0.6250	0.01750	0.043
10	44.80	0.75	0.375	T	T	0.125	0.325	T	0.8160	0.02500	0.075
11	35.60	1.20	T	T	T	0.037	0.187	T	1.0430	0.01750	T
12	34.60	0.90	0.500	T	0.01250	0.087	0.150	T	0.4120	0.04175	T
13	53.60	1.20	T	T	T	0.047	0.325	T	0.2000	0.43750	0.025
14	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
15	43.80	0.90	0.625	T	T	0.172	0.187	0.375	0.6250	0.01750	0.075
16	40.60	0.60	1.000	T	T	0.047	0.125	0.062	0.2000	0.01750	T
17	41.75	0.35	1.000	T	T	0.125	0.312	0.125	1.0430	0.01750	0.025
18	37.50	1.20	1.000	T	0.01250	0.047	0.125	0.625	0.0175	0.01750	0.025
19	47.50	0.50	0.250	T	T	0.087	0.187	T	0.8160	0.03750	0.025
20	69.90	0.75	0.375	0.325	T	0.047	0.250	T	0.4120	0.03750	0.025
21	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
22	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
23	50.80	0.90	1.500	0.325	T	0.087	0.062	T	0.4120	0.03750	0.075
24	30.50	0.90	1.750	0.325	0.01250	0.047	0.125	0.062	0.2000	0.02500	0.043
25	60.00	0.90	1.000	0.325	T	0.087	0.125	T	0.4120	0.03750	0.075
26	29.30	1.60	0.625	T	0.01250	0.625	0.312	T	0.6250	0.03750	0.175
27	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
28	56.25	1.20	0.500	T	0.01675	0.047	0.250	T	1.0430	0.02500	0.087
29	35.00	0.75	1.000	T	0.01250	0.047	0.187	T	1.2500	0.03750	0.075
30	40.80	1.60	1.125	T	0.01250	0.125	0.250	T	0.2600	0.01750	0.087
31	47.50	2.05	T	T	0.01250	0.172	0.250	0.375	0.4120	0.02500	0.112
32	52.00	1.80	1.000	--	--	--	--	--	--	--	--
33	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
34	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
35	42.00	0.20	0.875	T	T	0.125	0.125	0.062	0.2000	0.04125	0.075

CONTAMINANTES TOTALES EN PLANTAS  
P.P.M.

No. de M.	TIPO DE PLANTA	H	Al.	Cg.	Cr.	Ca.	Fe.	Mn.	Ni.	Pb	Zn
1	Alfalfa	54.0	1070	6.5	14.0	30.0	1644.0	74.0	22.0	10.0	28.8
2	Cebada	62.0	10800	6.5	18.0	20.2	121.6	100.0	15.0	16.0	48.2
3	Maíz	62.0	4000	5.0	6.0	15.8	738.0	74.0	11.0	8.0	32.0
4	Haba	68.0	1780	5.0	4.0	15.8	420.0	64.0	11.0	6.0	19.2
5	Haba	60.0	18000	3.5	2.0	12.4	366.0	74.0	8.0	10.0	25.6
6	Calabaza	58.0	1160	7.5	22.0	24.0	1266.0	100.0	18.0	20.0	55.6
7	Calabaza	26.0	1160	8.0	24.0	20.2	522.0	174.0	25.0	22.0	38.4
8	Alfalfa	42.0	14000	5.0	4.0	22.0	312.0	74.0	11.0	10.0	41.6
9	Alfalfa	46.0	1260	9.0	20.0	24.8	1473.0	116.0	16.0	18.0	41.6
10	Cebada	40.0	14400	10.0	22.0	30.2	1715.4	184.0	21.0	14.0	45.0
11	Calabaza	58.0	5600	3.5	12.0	40.4	1104.0	126.4	12.0	14.0	45.0
12	Alfalfa	66.0	1640	4.0	5.0	30.2	420.0	48.0	14.0	10.0	61.0
13	Alfalfa	66.0	2660	5.0	10.0	40.4	470.0	58.0	14.0	22.0	67.6
14	Alfalfa	66.0	860	1.0	6.0	24.0	207.0	58.0	7.0	12.0	28.8
19	Alfalfa	84.0	620	4.5	2.0	24.8	156.0	78.0	6.0	14.0	64.4
20	Maíz	34.0	1160	4.0	2.0	24.0	525.0	95.6	8.0	8.0	32.0
21	Alfalfa	62.0	680	3.5	20.0	24.8	312.0	42.0	8.0	7.0	32.0
21	Maíz	54.0	660	4.0	2.0	24.8	312.0	42.0	9.0	8.0	32.0
22	Alfalfa	70.0	700	3.0	5.0	24.8	261.0	74.0	11.0	8.0	25.6
23	Maíz	20.0	1720	4.5	4.0	24.8	640.0	100.0	9.0	6.0	40.2
24	Cebada	16.0	2100	4.0	6.0	10.0	420.0	64.0	7.0	8.0	19.2
25	Jitomate	96.0	620	5.0	4.0	15.8	156.0	68.0	9.0	8.0	20.8
25	Calabaza	62.0	126	4.5	8.0	15.8	471.0	74.0	10.0	14.0	67.6
26	Trigo	40.0	2280	5.0	6.0	10.0	738.0	64.0	11.0	10.0	19.2
27	Alfalfa	150.0	1650	4.0	8.0	20.2	312.0	52.8	7.0	10.0	16.0
27	Jitomate	94.0	2540	4.5	6.0	116.4	474.0	111.2	11.0	12.0	80.0
27	Calabaza	60.0	3920	5.0	7.0	44.8	630.0	111.2	10.0	6.0	32.0
28	Jitomate	130.0	1100	4.0	6.0	125.6	312.0	74.0	10.0	7.0	80.0
30	Alfalfa	62.0	560	4.0	4.0	24.8	207.0	74.0	10.0	8.0	48.0
31	Alfalfa	54.0	1160	3.0	6.0	65.0	207.0	58.0	11.0	9.0	41.8
32	Alfalfa	68.0	4600	6.0	10.0	24.8	996.0	74.0	10.0	10.0	25.6
33	Frutales	90.0	580	3.0	4.0	24.8	207.0	90.0	7.0	8.0	29.2
34	Maíz	66.0	1520	4.0	6.0	44.8	474.0	132.0	7.0	10.0	45.0
35	Alfalfa	86.0	680	4.0	7.0	30.2	261.0	42.0	12.5	9.0	25.2



## LUGAR DE MUESTRO DE AGUAS EN EL DISTRITO DE RIEGO DE TULA, HIDALGO

No. de M.	LUGAR DONDE SE TOMO LA MUESTRA	FECHA
1	Adelante de la termoeléctrica de Juandho km 5	21 marzo 1980
2	Sobre el Canal Principal que sale de la Presa Requena Km 9	21 marzo 1980
3	En el Canal Principal que sale de la Presa Requena Km 16	21 marzo 1980
4	De los Tanques, El Mexe km 26	21 marzo 1980
5	Entre Tepatepec y Progreso, carretera a Mizquiahuala	21 marzo 1980
6	En la Puerta Carretera a Tepatepec, Progreso	21 marzo 1980
8	En Dos Cerritos	21 marzo 1980
9	En la Loma, entre Dos Cerritos y Progreso	21 marzo 1980
10	A un lado de Progreso junto al Canal Principal	21 marzo 1980
11	En la orilla de Mizquiahuala, lado oriente	21 marzo 1980
12	En Tenaco antes de Tezontepec a México	21 marzo 1980
13	Antes de Tlazcoapan Teltipán a México, carretera	21 marzo 1980
15	En el Canal Juando Col. Teño Bodega Rural Conasupo	21 marzo 1980
16	En la Col. Teñó a un lado de la Bodega Rural Conasupo	21 marzo 1980
17	Junto al panteón de Mizquiahuala donde se juntan las aguas negras con las blancas	21 marzo 1980
18	En Monte Grande	21 marzo 1980
19	En El Llano	2 abril 1980
20	En El Ejido Tula y San Francisco	2 abril 1980
22	Dos kms hacia el Norte de la Presa Eñido	2 abril 1980
23	En Atengo y San Gabriel	2 abril 1980
24	En Achichilco	2 abril 1980
25	En Tezontepec	2 abril 1980
26	En Mangas	2 abril 1980
28	En Bocaminia	2 abril 1980
29	Dos kms adelante de Bocaminia	2 abril 1980
30	En El Rosario	2 abril 1980
31	En San Antonio	2 abril 1980
32	En el Poyindeje	2 abril 1980
35	Muestra tomada de la Presa Eñido	2 abril 1980

En este cuadro se indica el número de las muestra de agua, el lugar donde fueron tomadas así como la fecha. Los números que faltan no fueron tomados.

## LUGAR DE MUESTRO DE SUELOS EN EL DISTRITO DE RIEGO 01, TULA, HIDALGO

No. de M.	Lugar donde se toma la muestra	Fecha
1	Adelante de la Termoeléctrica de Juandho km 5	21 marzo 1980
2	Sobre el Canal Principal que sale de la Presa Requena 04 km después de la Termoeléctrica Juandho	21 marzo 1980
3	Sobre el Canal Principal que sale de la Presa Requena km 16	21 marzo 1980
4	De los Tanques, El Moxe km 26	21 marzo 1980
5	Entre Tepatepec y Progreso, Carretera a Mizquiahuala	21 marzo 1980
6	Muestra tomada en la Puerta Carretera Tepatepec-Progreso	21 marzo 1980
7	En Dos Cerritos	21 marzo 1980
8	En La Loma, entre Dos Cerritos y Progreso	21 marzo 1980
9	A un lado de Progreso junto al Canal Principal	21 marzo 1980
10	En la orilla de Mizquiahuala lado oriente	21 marzo 1980
11	Adelante de Mizquiahuala a México, donde se aleja el canal de la carretera	21 marzo 1980
12	En Tamaco antes de Tezontepec a México	21 marzo 1980
13	Antes de Tlaxcoapán Teltipán a México carretera	21 marzo 1980
14	Antes de llegar a Atitalaquia hacia la carretera a México	21 marzo 1980
15	En el Canal Col. Tené bodega Rural Conasupo	21 marzo 1980
16	En la Col. Tené a un lado de la Bodega Rural Conasupo	21 marzo 1980
17	Junto al panteón de Mizquiahuala donde se juntan las aguas negras con las blancas	21 marzo 1980
18	En Monte Grande	21 marzo 1980
19	En El Llano	2 abril 1980
20	En el Ejido Tula y San Francisco	2 abril 1980
21	En Alcehuapán y Santa Ana	2 abril 1980
22	Dos kms. hacia el Norte de la Presa Eñedo	2 abril 1980
23	En Atengo y San Gabriel	2 abril 1980
24	En Achichilco	2 abril 1980
25	En Tezontepec	2 abril 1980
26	En Manjas	2 abril 1980
27	En Tepatepec	2 abril 1980
28	En Bocamina	2 abril 1980
29	Dos kms. adelante de Bocamina	2 abril 1980
30	En El Bosque	2 abril 1980
31	En San Antonio	2 abril 1980
32	En el Foxindeje	2 abril 1980
33	En la orilla del Río Tula a la altura de Mizquiahuala	2 abril 1980
34	Sobre el Río Tula a 4 kms de Mizquiahuala, hacia la Presa Eñedo	2 abril 1980

En este cuadro se indica el número de muestra, lugar y fecha donde fueron colectados. Estos datos aparecen también en la Fig. No.

## LUGAR DE MUESTREO DE PLANTAS EN EL DISTRITO DE PIEGO 01, TULA, HIDALGO.

No. de M.	TIPO DE PLANTA	LUGAR DONDE SE COLECTO LA MUESTRA	FECHA
1	Alfalfa	Se tomó adelante de la termoelectrica de Juanjua km. 5.	21-III-1980
2	Cebada	Se tomó sobre el canal principal que sale de la Presa Requena km 9	21-III-1980
3	Mafz	Se tomó sobre el canal principal que sale de la Presa Requena km.16	21-III-1980
4	Haba	Se tomó de los Tanques, El Mexe km 26	21-III-1980
5	Haba	Se tomó entre Tepatepec y Progreso carretera a Mizquiahuala	21-III-1980
6	Calabaza	Muestra tomada en la Puerta carretera Tepatepec-Progreso	21-III-1980
7	Calabaza	Muestra tomada en Dos Cerritos,	21-III-1980
8	Alfalfa	Muestra tomada en La Loma, entre Dos Cerritos y Progreso	21-III-1980
9	Alfalfa	Muestra tomada a un lado de Progreso junto al Canal Principal	21-III-1980
10	Cebada	Muestra tomada en la orilla de Mizquiahuala, lado oriente	21-III-1980
11	Calabaza	Muestra tomada adelante de Mizquiahuala a México donde se aleja el canal de la carretera	21-III-1980
12	Alfalfa	Muestra tomada en Tenaco antes de Tezontepec a México	21-III-1980
13	Alfalfa	Muestra tomada antes de Tlazcoapan Tltilpan a México carretera	21-III-1980
14	Alfalfa	Muestra tomada antes de llegar a Atitalaquia hacia la carretera a México	21-III-1980
19	Alfalfa	Muestra tomada en el Llano	2-IV-1980
20	Mafz	Muestra tomada en el Ejido Tula y San Francisco	2-IV-1980
21	Alfalfa	Muestra tomada en Ahuehuapan y Santa Ana	2-IV-1980
22	Alfalfa	Muestra tomada dos km. hacia el norte de la Presa Enhdo	2-IV-1980
23	Mafz	Muestra tomada en Atengo y San Gabriel	2-IV-1980
24	Cebada	Muestra tomada en Achichilco	2-IV-1980
25	Jitomate	Muestra tomada en Tezontepec	2-IV-1980
26	Trigo	Muestra tomada en Mangas	2-IV-1980
27	Alfalfa	Muestra tomada en Tepatepec	2-IV-1980
27	Calabaza	Muestra tomada dos kms., adelante de Bocamina	2-IV-1980
27	Jitomate	Muestra tomada en Bocamina	2-IV-1980
28	Jitomate	Muestra tomada en El Rosario	2-IV-1980
29	Mafz, Jitomate	Muestra tomada en San Antonio	2-IV-1980
30	Alfalfa	Muestra tomada en el Poxindigu	2-IV-1980
31	Alfalfa	Muestra tomada a la orilla del Río Tula a la altura de Mizquiahuala	2-IV-1980
32	Alfalfa	Muestra tomada sobre el Río Tula a 4 kms. de Mizquiahuala hacia la Presa Enhdo	2-IV-1980
33	Frutales	Muestra tomada en el Río Tula	2-IV-1980
34	Mafz	Muestra tomada en Río Tula	2-IV-1980

En este cuadro se muestra el tipo de plantas colectadas, el lugar de colecta y la fecha.

SUELOS

3	C. MSR	1	No.13	1
4		2		
5		3		
6		4		
7		5		
8		6		
9		7		
10		8		
11		9		
12		10		
13		11		
14	C.	12	No.13	24
15		13		
16		14		
17	C. MSR	15	No.11	22
18		16		
19		17		
20	C. MSR	18	No.8	
21		19		
22		20		
23	C. MSR	21	No.5	22
24		22		
25		23		
26		24		
27		25		
28	M.	26	No.30	21
29		27		
30		28		
31	M.	29	No.28	20
32		30		
33		31		
34		32		
35		33		
36		34		
37		35		
38		36		
39		37		
40		38		
41		39		
42		40		
43		41		
44		42		
45		43		
46		44		
47		45		
48		46		
49		47		
50		48		
51		49		
52		50		
53		51		
54		52		
55		53		
56		54		
57		55		
58		56		
59		57		
60		58		
61		59		
62		60		
63		61		
64		62		
65		63		
66		64		
67		65		
68		66		
69		67		
70		68		
71		69		
72		70		
73		71		
74		72		
75		73		
76		74		
77		75		
78		76		
79		77		
80		78		
81		79		
82		80		
83		81		
84		82		
85		83		
86		84		
87		85		
88		86		
89		87		
90		88		
91		89		
92		90		
93		91		
94		92		
95		93		
96		94		
97		95		
98		96		
99		97		
100		98		

GRÁFICA 2  
PLANTAS

16

