

00359.
1



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN POR
METALES PESADOS EN SUELO, PLANTA Y
AGUA DE LA ZONA DE RIEGO DE LOS
MUNICIPIOS DE HUAQUECHULA Y ATLIXCO,
PUEBLA.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS
(EDAFOLOGIA)

PRESENTA:

Q.I. MARIA NOEMI BONILLA Y FERNÁNDEZ

MÉXICO, D.F.

2000.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



07
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN POR
METALES PESADOS EN SUELO, PLANTA Y
AGUA DE LA ZONA DE RIEGO DE LOS
MUNICIPIOS DE HUAQUECHULA Y ATLIXCO,
PUEBLA.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS
(EDAFOLOGIA)

PRESENTA:

Q.I. MARIA NOEMI BONILLA Y FERNÁNDEZ

DIRECTOR DE TESIS: M. EN C. MIGUEL ANGEL VALERA PEREZ

MÉXICO, D.F.

2000.

AGRADECIMIENTOS

Expreso mi más sincera gratitud a las instituciones que con su apoyo, hicieron posible la realización y culminación de este trabajo de investigación; especialmente a la:

Dirección General de Intercambio Académico de la UNAM por otorgamiento de la Beca para la realización de mis estudios de Maestría en Ciencias (Edafología).

Asociación Nacional de Universidades e Instituciones de Educación Superior ANUIES. Por su financiamiento en el Programa Nacional de Superación del Personal Académico.

De manera particular deseo expresar mi agradecimiento al:

Departamento de Edafología del Instituto de Edafología de la UNAM por permitirme el uso del espectrofotómetro de absorción atómica para la determinación de las concentraciones de metales pesados.

Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas, en cuyas instalaciones se realizaron los análisis de suelo, agua y plantas.

Al Honorable Jurado.

Dra. Norma Eugenia García Calderón.

M. en C. Miguel Angel Valera Pérez.

M. en C. Lourdes Flores Delgadillo.

M. en c. Gaspar Romero Hernández.

Dra. Claudia María Isabel Hidalgo Moreno.

Dr. Gilberto Hernández Silva.

Dra. Amada Laura Reyes Ortigosa.

Les agradezco particularmente su dedicación minuciosa en la revisión de este trabajo de tesis.

Mi más sincero agradecimiento a la M. En C. Lourdes Flores Delgadillo por su valiosa ayuda y atinada dirección para el buen desarrollo y conclusión de este trabajo.

Al Q.I. Armando Hernández M. y al Dr. Jesús López Olguín mi gratitud por su valiosa colaboración en la elaboración de la Estadística fundamental de este trabajo.

Al M. en C. Carlos Cabrera Maldonado por su valiosa asesoría en la parte de Microbiología Sanitaria para el agua de riego.

DEDICATORIAS

A la memoria de mis inolvidables maestros

M. en C. Rubén Guajardo Vyera.

y

Profesor Emérito Nicolás Aguilera Herrera.

A ti mamá

Por el gran amor que me diste, tu confianza e incondicional apoyo en todas las acciones de mi vida, por el gran valor de la alegría que siempre hubo en tu sonrisa siempre permanecerás en mi corazón.

A mi esposo

Dr. Jesús González Mota gracias compartir conmigo todos mis errores y aciertos, por tú valioso apoyo en las acciones de mi vida y el invaluable asesoramiento en la realización de este trabajo.

A mis queridos hijos

Juan Jesús y José Francisco por su cariño, comprensión y apoyo para poder culminar este trabajo.

A mis hermanos

Francisco
Emilio
Pablo
Luis
Chucho

Teresa
Frida
Guadalupe
Rosa Caridad
Pilar Sabina

Por su cariño, apoyo, consejos y porque la gran unión que nos ha mantenido juntos nunca desaparezca.

A todos mis sobrinos

ÍNDICE GENERAL

Índice de general.	PÁGINA
Índice de tablas.	i
Índice de figuras.	iv
Resumen	vi
	viii

CONTENIDO

I.	Intruducción.	1
I.1	Justificación.	2
I.2.	Objetivos.	2
I.2.1	Objetivos generales.	2
I.2.2.	Objetivos específicos.	2
1.3	Hipótesis	
II.	Antecedentes.	3
II.1.	Metales pesados en suelos.	3
II.2.	Contenido de metales pesados en suelo.	4
II.3.	Contaminación de suelos por metales pesados.	5
III.	Toxicidad de metales pesados.	7
IV.	Estudios de metales pesados realizados en México.	10
V.	Generalidades de los metales pesados estudiados.	11
V.1.	Cadmio.	11
V.2.	Cinc.	13
V.3.	Cobalto.	15
V.4.	Cobre.	16
V.5.	Cromo.	17
V.6.	Hierro.	18
V.7.	Manganeso.	20
V.8.	Niquel.	21
V.9.	Plomo.	22
VI.	Contaminación del agua.	23
	Contaminación microbiológica del agua..	25
	Bacterias mesofílicas aerobias (B.M.A.).	26
	Coliformes totales (C.T.)	26
	Coliformes fecales (C.F.)	26
VII.	Características que determinan la calidad del agua de riego.	27
	Criterios e índices de clasificación.	

VIII.	Toxicidad de plantas por metales pesados..	30
IX.	Descripción de la zona de estudio	31
IX.1.	Localización de la zona de estudio	31
IX.2.	Fisiografía.	31
IX.3.	Hidrología.	33
IX.4.	Climas.	33
IX.5.	Geología.	35
IX.6.	Suelos.	35
IX.7.	Vegetación.	38
IX.8.	Aspectos socioeconómicos.	40
X.	Materiales y métodos.	40
X.1.	Muestreo de suelos.	40
X.2.	Muestreo de agua.	41
X.3.	Muestreo de planta.	41
X.4.	Métodos para el estudio de la evaluación de metales pesados intercambiables en suelo.	41
X.4.1.	Preparación de la solución de DTPA pH 7.3	41
X.4.2.	Preparación de la solución de DTPA pH 5.3	42
X.4.3.	Procedimientos de extracción en suelo.	42
X.4.4.	Métodos de determinación de metales pesados totales en suelo.	42
X.5.	Métodos de determinación de metales pesados en agua.	42
X.6.	Métodos para evaluar los metales pesados en planta.	43
X.7.	Determinación cuantitativa de metales pesados.	42
X.8.	Caracterización física y química de las muestras de suelo.	44
	Propiedades físicas de los suelos.	44
	Color del suelo.	44
	pH	44
	Densidad aparente.	44
	Densidad real.	44
	Textura.	44
	Propiedades químicas de los suelos.	44
	Porcentaje de materia orgánica y porcentaje de carbono orgánico.	44
	Capacidad de intercambio catiónico.	44
	Bases intercambiables.	44
	Nitrógeno total.	44
	Fósforo extractable.	44
X.9.	Análisis físicos y químicos del agua	44
X.10.	Aislamiento e identificación de microorganismos en agua.	45
X.11.	Análisis de metales pesados en planta.	45
X.12.	Aislamiento e identificación de microorganismos en planta.	46
X.13.	Experimento en invernadero.	46

XI.	Resultados y discusión.	48
XI.1.	Propiedades físicas de los suelos.	48
XI.2.	Propiedades químicas de los suelos.	48
XI.3.	Contenido de metales pesados totales en suelo.	50
XI.4.	Contenido de metales extraíbles en suelo.	53
XI.5.	Disponibilidad relativa de los metales pesados	54
XI.6.	Orden de disponibilidad relativa de los metales pesados.	55
XI.7.	Propiedades físicas y químicas del agua de riego.	56
XI.7.1.	Interpretación de los resultados de las propiedades físicas y químicas del agua de riego (datos del primer muestreo).	56
XI.7.2	Interpretación de los resultados de las propiedades físicas y químicas del agua de riego (datos del segundo muestreo)	57
XI.7.3.	Interpretación de los resultados de las propiedades físicas y químicas del agua de riego (datos del tercer muestreo).	58
XI.8.	Concentraciones de metales pesados totales en agua.	64
XI.8.1.	Interpretación de los resultados de las concentraciones de los metales pesados totales en agua (datos del 1º primer muestreo).	64
XI.8.2.	Interpretación de los resultados de las concentraciones de los metales pesados totales en agua (datos del segundo muestreo).	65
XI.8.3.	Interpretación de los resultados de las concentraciones de los metales pesados totales en agua (datos del tercer muestreo).	66
XI.9.	Contaminación microbiológica del agua.	72
XI.10.	Clasificación del agua de riego de acuerdo a su calidad, con fines de riego para cultivos agrícolas.	74
XI.10.1.	Interpretación de los resultados sobre la clasificación del agua de riego (datos del primer muestreo).	74
XI.10.2.	Interpretación de los resultados sobre la clasificación del agua de riego (datos del segundo muestreo).	75
XI.10.3.	Interpretación de los resultados sobre la clasificación del agua de riego (datos del tercer muestreo).	76
XI.11.	Concentraciones de metales pesados totales en plantas.	77
XI.11.1.	Interpretación de los resultados de los metales pesados totales en planta (datos del primer muestreo).	77
XI.11.2.	Interpretación de los resultados de los metales pesados totales en planta (datos del segundo muestreo).	78
XI.12.	Resultados y discusión del experimento en invernadero.	80
XI.13.	Resultados microbiológicos.	85
	Apéndice1.	86
XII.	Conclusiones.	87
XIII.	Recomendaciones.	89
XIV.	Bibliografía.	90

ÍNDICE DE TABLAS.

Tabla		Página
1	Concentraciones promedio de algunos metales pesados en suelos superficiales en mg/kg en base seca.	5
2	Concentraciones de algunos metales pesados en suelos agrícolas, en mg/kg	5
3	Concentraciones máximas aceptables (CMA), de algunos metales pesados, en mg/kg.	8
4	Efectos generales de toxicidad por metales pesados.	9
5	Criterios e índices de clasificación del agua de riego.	27
6	Clasificación del agua de riego de acuerdo a sus análisis químicos en cmol/kg.	29
7	Buena.- El agua se considera buena si los índices tienen los siguientes valores.	29
8	No recomendable. El agua se considera no recomendable si uno o más de los índices rebasan los valores siguientes.	29
9	Concentraciones aproximadas de metales pesados en tejidos de hojas maduras, generalizadas para varias especies en mg/kg.	30
10	Condiciones de trabajo en la determinación de metales pesados por absorción atómica.	43
11	Propiedades físicas de los suelos regados con diferentes tipos de agua.	49
12	Propiedades químicas de los suelos regados con diferentes tipos de aguas.	49
13	Concentraciones de metales pesados totales en suelo, extraídos con HNO ₃ 4N en mg/kg.	51
14	Concentraciones de metales pesados extraíbles en suelo, con la solución extractante DTPA pH = 7.3 en mg/kg.	53
15	Concentraciones de metales pesados extraíbles, con la solución extractante DTPA pH = 5.3 en mg/kg.	54
16	Disponibilidad relativa de los metales pesados en %	55
17	Orden de disponibilidad relativa de metales pesados en suelo.	55
18	Características físicas y químicas del agua de riego (Primer muestreo).	57
19	Características físicas y químicas del agua de riego (Segundo muestreo).	58
20	Características físicas y químicas del agua de riego (Tercer muestreo).	59
21	Concentraciones de metales pesados totales en agua para riego agrícola y los límites máximos permisibles en mg/l (Primer muestreo).	65

22	Concentraciones de metales pesados totales en agua para riego agrícola y los límites máximos permisibles en mg/l (Segundo muestreo).	66
23	Concentraciones de metales pesados totales en agua para riego agrícola y los límites máximos permisibles en mg/l (Tercer muestreo).	67
24	Resultados de los análisis bacteriológicos en el agua utilizada para riego agrícola y su clasificación de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-CCA-033-ECOL/1993.	73
25	Clasificación de la calidad del agua de riego utilizada para el riego agrícola (Primer muestreo).	74
26	Clasificación de la calidad del agua de riego utilizada para el riego agrícola (Segundo muestreo).	75
27	Clasificación de la calidad del agua de riego utilizada para el riego agrícola (tercer muestreo).	76
28	Resultados de las concentraciones de metales pesados del análisis foliar (Primer muestreo).	78
29	Resultados de las concentraciones de metales pesados del análisis foliar en mg/kg (Segundo Muestreo).	79
30	Análisis de varianza del experimento en invernadero.	80
31	Comparación múltiple entre Medias \pm Error estándar para las concentraciones de metales pesados totales en plantas de lechuga cultivadas en invernadero.	84
32	Comparación múltiple entre Medias \pm Error estándar para las variables vegetativas en plantas de lechuga cultivadas en invernadero.	85
	Apéndice	
1.1.	UFC/gramo de BMA en plantas de lechuga	86
1.2.	NMP de CT/gramp en plantas de lechuga	86
1.3.	NMP de CF/gramo en plantas de lechuga	86

ÍNDICE DE FIGURAS.

Figura		Página
1	Mapa del Estado de Puebla.	31
2	Mapa topográfico.	32
3	Mapa de climas.	34
4	Mapa edafológico.	37
5	Mapa vegetación	39
6	Variaciones de temperatura en °C de los tres muestreos de agua de la zona de riego de Huaquechula y Atlixco, Puebla.	60
7	Variaciones del pH en los tres muestreos de agua de la zona de riego de Huaquechula y Atlixco, Puebla.	60
8	Variaciones de la conductividad eléctrica en micromhos/cm de los tres muestreos de agua de la zona de riego de Huaquechula y Atlixco, Puebla.	61
9	Variaciones de la demanda bioquímica de oxígeno en mg/l de los tres muestreos de agua de la zona de riego de Huaquechula y Atlixco, Puebla.	61
10	Variaciones de sólidos suspendidos totales en mg/l de los tres muestreos de agua de la zona de riego de Huaquechula y Atlixco, Puebla.	62
11	Variaciones de sólidos sedimentables en ml/l de los tres muestreos de agua de la zona de riego de Huaquechula y Atlixco, Puebla.	62
12	Variaciones de grasas y aceites en mg/l de los tres muestreos de agua de la zona de riego de Huaquechula y Atlixco, Puebla.	63
13	Variaciones de sustancias activas al azul de metileno en mg/l de los tres muestreos de agua de la zona de riego de Huaquechula y Atlixco, Puebla.	63
14	Variaciones de las concentraciones de boro en mg/l de los tres muestreos de agua de la zona de riego de Huaquechula y Atlixco, Puebla.	64
15	Variaciones de las concentraciones de cadmio en mg/l de los tres muestreos de agua de la zona de riego de Huaquechula y Atlixco, Puebla.	68
16	Variaciones de las concentraciones de cobalto en mg/l de los tres muestreos de agua de la zona de riego de Huaquechula y Atlixco, Puebla.	68
17	Variaciones de las concentraciones de cromo en mg/l de los tres muestreos de agua de la zona de riego de Huaquechula y Atlixco, Puebla.	69

18	Variaciones de las concentraciones de cobre en mg/l de los tres muestreos de agua de la zona de riego de Huaquechula y Atlixco, Puebla.	69
19	Variaciones de las concentraciones de hierro en mg/l de los tres muestreos de agua de la zona de riego de Huaquechula y Atlixco, Puebla.	70
20	Variaciones de las concentraciones de manganeso en mg/l de los tres muestreos de agua de la zona de riego de Huaquechula y Atlixco, Puebla.	70
21	Variaciones de las concentraciones de níquel en mg/l de los tres muestreos de agua de la zona de riego de Huaquechula y Atlixco, Puebla.	71
22	Variaciones de las concentraciones de plomo en mg/l de los tres muestreos de agua de la zona de riego de Huaquechula y Atlixco, Puebla.	71
23	Variaciones de las concentraciones de cinc en mg/l de los tres muestreos de agua de la zona de riego de Huaquechula y Atlixco, Puebla.	72
24	Efecto del tipo de agua de riego en suelos sobre la concentración media de manganeso en plantas de lechuga.	82
25	Efecto del tipo de agua de riego en suelos sobre el diámetro medio total de plantas de lechuga.	82
26	Efecto del tipo de agua de riego en suelos sobre el peso medio total de plantas de lechuga (peso fresco).	83
27	Efecto del tipo de agua de riego en suelos sobre el diámetro medio de la cabeza en plantas de lechuga.	83
28	Efecto del tipo de agua de riego en suelos sobre el peso medio de la raíz en plantas de lechuga.	84

RESUMEN

De los municipios de Huaquechula y Atlixco del Estado de Puebla, se obtuvieron muestras de suelo, agua y plantas, durante el año de 1994, con la finalidad de evaluar la contaminación de estos sistemas por metales pesados.

En las muestras de suelo se determinaron sus principales propiedades físicas y químicas: color, densidad aparente, densidad real, textura, porcentaje de materia orgánica, pH en agua y en KCl, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico, nitrógeno total, fósforo extractable, se evaluó el contenido total y extractable de metales pesados: cadmio, cobalto, cromo, cobre, hierro, manganeso, níquel, plomo y cinc, además de la disponibilidad relativa de los estos últimos, mediante la relación metal pesado extraído con solución de DTPA (pH 7.3)/metal pesado extraído con HNO₃ 4N.

Los resultados obtenidos muestran que el cadmio, cobalto y cromo exceden los rangos aceptados como normales para la producción sana de alimentos; de acuerdo a los valores aceptados por la Comunidad Económica Europea sólo el cobalto excede la concentración máxima aceptable, mientras que, el resto de los metales pesados estudiados se encuentran dentro de los rangos considerados como normales. La disponibilidad relativa de los metales pesados se encontró en un rango menor del 35% lo cual no representa un grado de afectación grave.

Sin embargo, en un futuro no lejano pueden aumentar considerablemente las concentraciones de los metales pesados disponibles y con ello afectar los cultivos agrícolas, debido a las prácticas de riego agrícola con las aguas residuales del río Nexapa y del río Cantarranas. Este pronóstico está basado en el aumento de las descargas de aguas residuales de nuevas industrias asentadas en los corredores industriales.

En las muestras de aguas residuales de los ríos Nexapa, Cantarranas; y de pozo, se determinaron las principales características físicas, químicas y bacteriológicas, según lo establecido en las normas oficiales mexicanas para aguas de riego, **NOM-CCA-032-ECOL/1993** y **NOM-CCA-033-ECOL/1993**. Los sólidos suspendidos totales, sólidos sedimentables, grasas y aceites, así como, la demanda bioquímica de oxígeno excedieron significativamente los valores máximos permitidos sobre todo en época de estiaje.

En cuanto a las concentraciones de metales pesados, el manganeso excede la concentración máxima permitida en la norma en las épocas de lluvia y estiaje, mientras que el cadmio, cromo y cobre alcanzaron la concentración máxima permitida establecida.

Las concentraciones del número más probable de coliformes totales y coliformes fecales por cada 100 ml de agua (NMP/100 ml) resultaron ser superiores a las establecidas en la norma **NOM-CCA-032-ECOL/1993**, sobre todo en las aguas residuales del río Nexapa.

La interpretación de los resultados físicos y fisicoquímicos de las aguas del río Cantarranas y de pozo las clasificaron como **Buenas** para riego agrícola, mientras que, las aguas residuales del río Nexapa se clasificaron como **Condicional por Sales ambas en época de lluvia**. En la época de estiaje, las aguas del río Cantarranas se clasificaron como **Buenas** y las de pozo junto con las del río Nexapa se clasificaron como **Condicional por Sales**.

Se estableció un diseño experimental en plantas de lechuga en invernadero, el cual permitió determinar las concentraciones de metales pesados y el número más probable de coliformes totales y coliformes fecales se observó que los metales cadmio, cobalto, cromo, cobre y hierro presentaron concentraciones superiores a las consideradas como suficientes o normales en plantas de acuerdo a los valores aceptados por la Comunidad Económica Europea.

I. INTRODUCCIÓN.

El agua de uso doméstico y la de riego son vitales en el desarrollo de las comunidades y su suministro debe asegurarse para que éstas se desarrollen normalmente. Sin embargo, es común que los desechos sólidos y líquidos producidos por los seres humanos se le arrojen, contaminándolas significativamente al modificar su composición química y alterar sus propiedades físicas, químicas y microbiológicas.

La contaminación se ha constituido en un grave problema a partir de que las actividades urbana y rural del hombre han acelerado desordenadamente el desarrollo de las comunidades. Un caso palpable es provocado cuando los residuos pasan a los cuerpos receptores, principalmente a los ríos y lagunas que suelen ser utilizados como fuente de distribución del agua para riego (Tebbutt, 1990).

Desde el momento en que el ser humano se agrupa en grandes núcleos urbanos comienza la contaminación, la cual se considera como problema al inicio de la llamada era de la civilización industrial. A los residuos domésticos e industriales, se añadieron los originados por el gran desarrollo de la química orgánica, los gases tóxicos emanados de los combustibles fósiles y de las centrales energéticas, los desechos radiactivos de las centrales nucleares y los desechos de la gran explosión demográfica que somete a la biósfera a una acción degradante que crece exponencialmente sin que parezca estabilizarse.

Entre los agentes contaminantes, cuya presencia genera una preocupación constante para el bienestar de los sistemas acuáticos y terrestres, sobre todo por su toxicidad, se encuentran los metales pesados, no es para menos, puesto que la biodisponibilidad de estos contaminantes está fuertemente influenciada por la forma fisicoquímica en la se encuentran presentes en el agua, suelo, planta y sedimentos (Cruz *et al.*, 1986).

El riego de los suelos de cultivo aumenta considerablemente los ingresos de los sectores productivos agrícola, ganadero y agroindustrial; además, aumenta el porcentaje de empleos de la región donde se realiza y, en conjunto, elevan la renta nacional, por lo que se les debe conceder mayor atención.

Durante mucho tiempo, el río Atoyac y sus afluentes, como es el caso el río Nexapa, han sido la fuente hidráulica más pródiga utilizada para la irrigación de diversas zonas económicas de suma importancia en Puebla, como lo son los municipios de Atlixco y Huaquechula.

En la actualidad, como consecuencia de la gran explosión demográfica y el acrecentado desarrollo industrial en el estado, así como la creciente apertura de industrias transnacionales, el deterioro de la calidad del agua se evidencia cada día más, debido a la presencia de factores con una elevada potencialidad para contaminarla. Es decir, el río Atoyac y los ríos que se le derivan, presentan como factores potenciales de contaminación diferentes descargas de efluentes domésticos e industriales, que se reciben prácticamente desde su nacimiento hasta su desembocadura en el río Balsas.

En los municipios de Atlixco y Huaquechula los productores riegan sus siembras con aguas residuales del río Nexapa y éstas presentan características típicas de contaminación del sistema agua-suelo-planta.

Para fines de riego, estas aguas residuales se han venido utilizando en la agricultura de la zona que abarca el presente estudio, con lo que se ha logrado un incremento en la productividad, con el mínimo empleo de fertilizantes, ya que el líquido contiene altas concentraciones de nutrimentos para las plantas, tales como materia orgánica, fosfatos, nitratos, etc. No obstante, a la par de este beneficio existen alteraciones en el sistema agua-suelo-planta que provocan su degradación debido a la presencia de diferentes sustancias en el agua, entre las cuales inciden relevantemente los denominados metales pesados, cuya presencia modifica las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos, limitando el desarrollo de las plantas.

Por esta razón consideramos importante realizar esta investigación sobre la contaminación potencial y la problemática de la zona de estudio, esperando contribuir con los resultados a la elaboración de medidas de prevención y control de la contaminación.

I.1. JUSTIFICACIÓN.

México es un país en vías de desarrollo que enfrenta una gran disminución de la disponibilidad de agua por el crecimiento acelerado de su industria y la gran explosión demográfica, entre otros factores. Asimismo, la escasa planificación y racionalización del vital líquido, tiene como expresión que en los sistemas de drenaje se descarguen aguas negras y residuales de carácter industrial, en la mayoría de las ocasiones sin tratamiento alguno; a cuerpos receptores como ríos, barrancas, lagunas, esteros y mares. Como consecuencia, éstos están altamente contaminados. Otra consideración de importancia es que, por la ausencia de sistemas de riego apropiadamente organizados y los pocos pozos profundos existentes, la inmensa mayoría de las zonas de riego del país, son regadas con aguas residuales que provienen de los ríos contaminados.

Este es el caso particular de los municipios de Atlixco y Huaquechula, cuyas tierras de cultivo son regadas, con aguas del río Nexapa y sus efluentes. Debido a que es en tales condiciones como se desarrolla la actividad agrícola en la zona, se pronostica un desequilibrio ecológico provocado por el uso intensivo de aguas con altos contenidos de residuos orgánicos e inorgánicos descargados por las industrias química, farmacéutica, electromecánica y metalmeccánica. A esto debe añadirse también el uso intensivo de plaguicidas y fertilizantes químicos.

A partir de esta compleja situación, se propuso realizar la evaluación de las concentraciones de los metales pesados Cd, Zn, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni y Pb, presentes tanto en las aguas residuales utilizadas para riego, como en los suelos agrícolas, y su influencia en las cultivos más representativos de la zona de estudio.

I.2. OBJETIVOS.

I.2.1. GENERAL.

Evaluar la calidad del agua de riego y la concentración de metales pesados en suelos agrícolas y cultivos de la zona de estudio.

I.2.2. ESPECIFICOS.

1. Comparar la respuesta de un cultivo, al riego con las aguas comunmente empleadas en los municipios de Huaquechula y Atlixco; utilizando como cultivo indicador el de lechuga (*Lactuca sativa* L.).
2. Evaluar los contenidos de metales pesados del cultivo utilizado como indicador, en función de la fuente de agua de riego empleada.
3. Determinar el contenido de coliformes totales y fecales en el cultivo utilizado como indicador.

I.3. HIPÓTESIS

1. Las aguas residuales provenientes del río Nexapa, presentan contenidos altos de metales pesados lo que aumentará el contenido de estos en los suelos agrícolas y cultivos de los municipios de Huaquechula y Atlixco.
2. El cultivo de lechuga (*Lactuca sativa* L.) responde de manera diferente cuando es regado con aguas residuales de los ríos Cantarranas y Nexapa.
3. La contaminación de la planta indicadora lechuga (*Lactuca sativa* L.) es propiciada por los metales pesados de las aguas residuales de los ríos Cantarranas y Nexapa, utilizadas en el riego.
4. Las altas concentraciones de coliformes totales y fecales en la planta indicadora es provocada por los microorganismos contenidos en las aguas residuales de los ríos Cantarranas y Nexapa, utilizadas para su riego.

II. ANTECEDENTES.

II.1. METALES PESADOS EN SUELO.

Los metales llegan al suelo por medio de las emisiones no estacionarias, ya sea por formar parte de los contaminantes que contiene el agua residual, o por las impurezas que contienen algunos fertilizantes (Tiller, 1989)

Las emisiones de los metales hacia el ambiente, en particular hacia la atmósfera, pueden ocurrir en forma sólida o líquida, en las que forma partículas de tamaño muy fino, es así como se incorporan en primera instancia a la atmósfera. La permanencia en este ambiente es muy corta, rápidamente cambian hacia ambientes acuáticos o hacia el suelo donde el tiempo de permanencia puede ser de meses o años (Fergusson, 1990).

No existe una definición precisa sobre el término “metales pesados”; aunque algunos autores lo definen empíricamente como aquellos elementos químicos que tienen una densidad mayor de 6 g/cm^3 . Al referirse a toxicidad y contaminación, sin embargo, existe una diferenciación de acuerdo al sistema que se desea aplicar. Para sistemas biológicos que comprenden los elementos esenciales como Co, Cu, Mn y Zn no es apropiado dicho término, mientras que para los elementos no esenciales como Pb, Cd, Hg, As, Tl y U es aplicable el término de “metales pesados”.

La utilización del término de “metal pesado” se halla en función de la concentración en un sistema particular, por lo cual se puede considerar como aplicable a los sistemas no esenciales, mientras que a los esenciales se les puede llamar elementos traza (Alloway, 1990). En este estudio, en lo sucesivo se utilizará el término de metal pesado, en cualquier sistema referente a contaminación y toxicidad.

Los diez elementos mayores O, Si, Al, Fe, Ca, Na, K, Mg, Ti y P constituyen más del 99% de los elementos totales contenidos en la corteza terrestre. Los elementos restantes de la tabla periódica son considerados como elementos traza y sus concentraciones normalmente no exceden de 1000 mg/kg (0.1%); de hecho, la mayoría de ellos tienen concentraciones promedio menores de 100 mg/kg (Mitchell, 1964). Sin embargo, también existen minerales que contienen altas concentraciones de uno o más de estos elementos traza que constituyen su principal fuente comercial.

I.3. HIPÓTESIS

1. Las aguas residuales provenientes del río Nexapa, presentan contenidos altos de metales pesados lo que aumentará el contenido de estos en los suelos agrícolas y cultivos de los municipios de Huaquechula y Atlixco.
2. El cultivo de lechuga (*Lactuca sativa* L.) responde de manera diferente cuando es regado con aguas residuales de los ríos Cantarranas y Nexapa.
3. La contaminación de la planta indicadora lechuga (*Lactuca sativa* L.) es propiciada por los metales pesados de las aguas residuales de los ríos Cantarranas y Nexapa, utilizadas en el riego.
4. Las altas concentraciones de coliformes totales y fecales en la planta indicadora es provocada por los microorganismos contenidos en las aguas residuales de los ríos Cantarranas y Nexapa, utilizadas para su riego.

II. ANTECEDENTES.

II.1. METALES PESADOS EN SUELO.

Los metales llegan al suelo por medio de las emisiones no estacionarias, ya sea por formar parte de los contaminantes que contiene el agua residual, o por las impurezas que contienen algunos fertilizantes (Tiller, 1989)

Las emisiones de los metales hacia el ambiente, en particular hacia la atmósfera, pueden ocurrir en forma sólida o líquida, en las que forma partículas de tamaño muy fino, es así como se incorporan en primera instancia a la atmósfera. La permanencia en este ambiente es muy corta, rápidamente cambian hacia ambientes acuáticos o hacia el suelo donde el tiempo de permanencia puede ser de meses o años (Fergusson, 1990).

No existe una definición precisa sobre el término "metales pesados"; aunque algunos autores lo definen empíricamente como aquellos elementos químicos que tienen una densidad mayor de 6 g/cm^3 . Al referirse a toxicidad y contaminación, sin embargo, existe una diferenciación de acuerdo al sistema que se desea aplicar. Para sistemas biológicos que comprenden los elementos esenciales como Co, Cu, Mn y Zn no es apropiado dicho término, mientras que para los elementos no esenciales como Pb, Cd, Hg, As, Tl y U es aplicable el término de "metales pesados".

La utilización del término de "metal pesado" se halla en función de la concentración en un sistema particular, por lo cual se puede considerar como aplicable a los sistemas no esenciales, mientras que a los esenciales se les puede llamar elementos traza (Alloway, 1990). En este estudio, en lo sucesivo se utilizará el término de metal pesado, en cualquier sistema referente a contaminación y toxicidad.

Los diez elementos mayores O, Si, Al, Fe, Ca, Na, K, Mg, Ti y P constituyen más del 99% de los elementos totales contenidos en la corteza terrestre. Los elementos restantes de la tabla periódica son considerados como elementos traza y sus concentraciones normalmente no exceden de 1000 mg/kg (0.1%); de hecho, la mayoría de ellos tienen concentraciones promedio menores de 100 mg/kg (Mitchell, 1964). Sin embargo, también existen minerales que contienen altas concentraciones de uno o más de estos elementos traza que constituyen su principal fuente comercial.

Los metales pesados aparecen como constituyentes traza de los minerales primarios de rocas ígneas, que cristalizan del magma fundido. Ellos se encuentran incorporados en estos minerales por sustitución isomórfica en la red cristalina por los iones de uno de los elementos mayores en el momento de la cristalización. Esta sustitución está regida por la carga iónica, el radio iónico y la electronegatividad del elemento mayor reemplazado por el metal pesado. La sustitución puede realizarse cuando el radio iónico del constituyente mayor y del metal pesado está dentro del 15% del otro y/o cuando la carga no difiere en más de una unidad (Krauskopf, 1972).

En las rocas sedimentarias la concentración de metales pesados dependen de los minerales y de las propiedades adsorptivas de los materiales sedimentarios, de la matriz, así como de las concentraciones de los metales que forman los sedimentos, que se encuentran en solución. En general las arcillas y esquistos, tienden a tener altas concentraciones de muchos elementos debido a su capacidad para adsorber iones metálicos.

En un perfil de suelo los metales Ag, As, Cd, Cu, Hg, Pb, Sb y Zn se encuentran concentrados en los horizontes superficiales como resultado del ciclo vegetativo, depositación atmosférica y adsorción por la materia orgánica del suelo. Asimismo, entre los elementos encontrados en concentraciones estimables en los horizontes inferiores de un perfil del suelo, se encontraron Al, Fe, Ga, Mg, Ni, Sc, Ti, V y Zr, los cuales presentan una tendencia a asociarse con acumulaciones de arcillas translocadas, así como en forma de óxidos e hidróxidos (Bowen, 1979). No obstante, en la actualidad existen suelos contaminados, que contienen altas concentraciones de metales pesados en la capa arable, debido a que el proceso de pedogénesis no se realiza convenientemente y, por consiguiente, no hay una redistribución de tales metales dentro del perfil.

Otros procesos pedogénicos importantes, relacionados con el comportamiento de los metales, son los que involucran la translocación de los componentes del suelo, entre los cuales se encuentran la lixiviación, eluviación, salinización, calcificación, podzolización y ferralitización. Estos se efectúan en condiciones específicas como resultado de la anegación de los suelos y acumulación de la materia orgánica (Bridges, 1978; Fenwick *et al.*, 1982).

II.2. CONTENIDO DE METALES PESADOS EN SUELO.

La composición de los suelos es extremadamente diversa, aunque está regida por diferentes factores, conocidos como factores formadores del suelo. El suelo está compuesto de tres fases: a) sólida (mineral y orgánica), b) líquida y c) gaseosa. Cada una presenta sus propiedades como resultado de sus equilibrios físicos y químicos. Y no solamente la composición química de los sólidos, sino que también la estructura mineral y sus estados de dispersión, son factores que influyen sobre las propiedades de los suelos.

Aunque los metales pesados se encuentran en la fase sólida del suelo en menor proporción, participan en la fertilidad del mismo. Una forma para entender su importancia, es considerar la asociación de estos elementos, en particular con la fase sólida y su afinidad con cada constituyente del suelo. El conocimiento de las concentraciones normales de los metales pesados en los suelos es de gran interés, ya que concentraciones superiores a éstas conducen a su contaminación.

Desde el punto de vista de varios autores citados por Kabata-Pendias y Pendias, (1992), los valores de concentraciones promedio basados en la media aritmética de los metales pesados en suelos más importantes se presentan en la Tabla 1.

ELEMENTO	PODZOLES	CAMBISOLES	RENDZINAS	CHERNOZEMS	HISTOSOLES
Cd	0.37	0.45	0.62	0.44	0.78
Co	5.5	10	12	7.5	4.5
Cr	47	51	83	77	12
Cu	13	23	23	24	16
Mn	270	525	445	480	465
Ni	13	26	34	25	12
Pb	22	28	26	23	44
Zn	45	60	100	65	50

(Kabata-Pendias y Pendias, 1992)

La expresión matemática propuesta por Alloway, (1990) señala que el contenido de metal total de un suelo es el resultado del suministro de metales de varias fuentes entre ellas el material parental, depositación atmosférica, fertilizantes, agroquímicos, desechos orgánicos y algunos contaminantes inorgánicos, menos la pérdida de metales removidos por las cosechas, lixiviación y volatilización. Esto puede ser expresado en la siguiente ecuación:

$$M_{\text{total}} = (M_p + M_a + M_f + M_{ac} + M_{ow} + M_{ip}) - (M_{cr} + M_l)$$

en donde:

M = metal pesado; p, denota al material parental; a, depositación atmosférica; f, fertilizantes; ac, agroquímicos; ow, desechos orgánicos; ip, otros contaminantes inorgánicos; cr, levantamiento de cosecha y l, pérdidas por lixiviación, volatilización, etc. La Tabla 2, muestra los rangos de concentraciones encontradas en suelos agrícolas en varias partes del mundo (Alloway, 1990).

Elemento	Rango	Valor común
Cd	0.01-2.4	0.2-1
Co	1-40	10
Cr	5-1500	70-100
Cu	2-250	20-30
Mn	20-10000	1000
Ni	2-1000	50
Pb	2-300	10-30 rural 30-100 urbanos
Zn	10-300	50

(Alloway, 1990)

II.3. CONTAMINACIÓN DE SUELOS POR METALES PESADOS.

El suelo es un componente específico de la biósfera que se considera como receptor geoquímico de contaminantes, ya que actúa en forma natural controlando el transporte de elementos y sustancias químicas a la atmósfera, hidrósfera y a la biota.

Los metales pesados originados por varias fuentes alcanzan en su etapa final la superficie, provocan su incorporación al suelo y con ello modifican su composición química.

La contaminación del suelo ha sido objeto de varios estudios, aunque no se conoce con detalle las consecuencias provocadas por los metales pesados que pudieran tener como fuente principal, la utilización de lodos industriales, devastación de plantas, erosión, etc.

La presencia de los metales pesados en el suelo se estima por su periodo de vida media, Iimura, *et al.*, (1997), para el Zn es de 70 a 510 años, para el Cd de 13 a 1100 años, para el Cu es de 310 a 1500 años y para el Pb de 740 a 5900 años. Por Bowen, (1979), la permanencia de los metales pesados se estima de acuerdo a condiciones de clima y temperatura, para el Cd es de 75 a 380 años, para Hg de 500 a 1000 años, mientras que para la Ag, Cu, Ni, Pb, Se y Zn es de 1000 a 3000 años.

En suelos tropicales la permanencia de los metales pesados es más corta, se estima alrededor de 40 años, debido a la lixiviación (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Ahora bien, las concentraciones de metales pesados en la superficie del suelo tienden a incrementarse y se considera que es extremadamente difícil removerlos. La contaminación del suelo ocurre principalmente en zonas cercanas a los corredores industriales, basureros municipales y orillas de carreteras, debido a las diversas emisiones y descargas de contaminantes específicos de cada proceso o de servicios (Cajuste, 1991).

Las fuentes de contaminación de metales pesados en el suelo según Kabata-Pendias y Pendias, (1992) son:

- i) La contaminación atmosférica provocada por vehículos automotores que utilizan gasolinas con Pb de bajo octanaje.
- ii) La combustión de combustibles fósiles. Esto es el resultado de la dispersión de varios elementos en el aire sobre áreas grandes, en tanto la depositación de cenizas es una fuente segura de metales pesados.
- iii) Los fertilizantes agrícolas y pesticidas. Varios de aquellos son fertilizantes fosfatados, mientras que los pesticidas y herbicidas contienen metales pesados combinados que pueden ser impurezas o constituyentes activos.
- iv) Los estiércoles orgánicos. Estos son principalmente de puercos y pollos los cuales contienen altas concentraciones de Cu o As, que proveen una conversión eficiente del alimento.
- v) Los lodos residuales que contienen concentraciones relativamente altas de varios metales sobre todo de usos industriales.
- vi) Los desechos industriales y municipales incinerados. Los ascareles (cloruros de bifenilos), cajas de baterías que contaminan pequeñas áreas con altas concentraciones de metales pesados.
- vii) La industria metalúrgica contribuye a la contaminación del suelo de la forma siguiente:
 - a) Por las emisiones atmosféricas en el aire, las cuales son transportadas y depositadas sobre los suelos y vegetales.
 - b) Por los efluentes que contienen metales pesados y que son utilizados para riego.
 - c) La industria minera y la de fundición de metales no ferrosos causan contaminación al suelo; se puede considerar que ésta ha tenido lugar desde la revolución industrial. Los metales se encuentran dispersos en forma de polvos, en efluentes y escurrimientos de agua; también se pueden encontrar en las riveras por desbordamiento de algunas presas.

III. TOXICIDAD DE METALES PESADOS.

Los efectos de los altos contenidos de metales pesados en suelos, dependen principalmente de reacciones sumamente complejas que se realizan entre los cationes de tales metales con otros componentes de las diversas fases sólida, líquida y gaseosa del suelo.

La fracción móvil de los metales pesados actúa como cationes divalentes en la fase del suelo y está regida por el equilibrio dinámico entre el sólido y la fase líquida. Sin embargo, la complejidad de todas las reacciones posibles en el sistema heterogéneo natural del suelo, requiere de mucho más conocimiento para predecir apropiadamente consecuencias ecológicas de la contaminación con los metales pesados. El destino de estos en el suelo, depende fundamentalmente de muchos procesos edáficos internos en éste, los cuales pueden englobarse como:

- Disolución
- Adsorción
- Complejación
- Migración
- Precipitación
- Oclusión
- Difusión (al interior de los minerales)
- Formación de enlaces con la materia orgánica
- Absorción y adsorción por la microbiota
- Volatilización

Todos estos procesos son regidos por diferentes propiedades de los suelos, de los cuales el pH y el potencial redox son los parámetros más importantes, además de la CIC, contenido de carbonatos, hidróxidos y óxidos de Fe y Mn y los minerales arcillosos que juegan un importante papel en el comportamiento de los metales pesados (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

El suelo contaminado con metales pesados puede producir cosechas normales aparentemente, pero éstas no son recomendables para consumo humano o animal.

Es difícil establecer valores precisos de toxicidad de los metales pesados; no obstante, para conocer algunos que sean confiables, la evaluación deberá realizarse tomando en cuenta:

- Contenido original de los metales pesados en los suelos.
- Cantidad adicionada de todos y cada uno de los metales pesados.
- Carga total acumulada de metales pesados.
- Dosis limitante de los metales pesados.
- Equivalencia de toxicidad de metales pesados para plantas.
- Valores umbral del contenido de metales pesados en suelos.
- Relación relativa entre interacciones de los metales.
- Caracterización del suelo (pH, carbonatos libres, % M.O. y contenido de arcilla).
- Balance de entrada y salida de metales pesados.
- Sensibilidad de la planta.

Se conoce ampliamente el efecto ecológico negativo de los metales pesados sobre los suelos; sin embargo, no existen suficientes datos para establecer valores definitivos y criterios necesarios para

protegerlos del efecto a largo plazo de la contaminación. Se han establecido valores preliminares que han servido de pauta para evaluar riesgos de contaminación. A estos valores se les denomina concentraciones excedentes y varían ampliamente de un lugar a otro, debido sobre todo a las condiciones ecológicas. Un número de estándares ecológicos son también usados para evaluar los niveles de metales pesados en los suelos; entre los más usados consideraremos a los siguientes:

- Consecuencia ecológica no observada
- Nivel del umbral excedente (concentración bajo la cual el suelo puede ser considerado como no contaminado)
- Aplicación anual permitida
- Carga máxima permitida
- Cantidad máxima acumulada
- Nivel máximo recomendado de contaminante
- Nivel de acción de excedente (concentración arriba de la cual las medidas y tratamientos correctivos son necesarios)
- Dosis letal para el ecosistema.

Los niveles permisibles de metales pesados en suelos de uso agrícola se pueden establecer con base en diversos criterios los cuales varían ampliamente, según los autores que los proponen. Las concentraciones máximas permitidas se han establecido en forma obligatoria para la producción de alimentos agrícolas sanos en países como Canadá, Estados Unidos y la Comunidad Económica Europea, para algunos metales pesados los valores coinciden, para otros las diferencias son grandes, debido a que no existen las mismas políticas de salud y en otras ocasiones, se toman en cuenta problemas de competencia comercial.

Los niveles permisibles de los metales pesados en suelos de uso agrícola se pueden establecer con base a diversos criterios, variando ampliamente, como es posible de observar en la Tabla 3.

TABLA 3. CONCENTRACIONES MÁXIMAS ACEPTABLES (CMA), DE ALGUNOS METALES PESADOS, EN mg/kg.				
METAL	DAÑO FITOTÓXICO	PRODUCCIÓN SANA	CONCENTRACIÓN MÁXIMA ACEPTABLE DE LA COMUNIDAD ECONÓMICA EUROPEA.	CONCENTRACIÓN MÁXIMA ACEPTABLE DE CANADÁ.
Cd	5	0	0	1.6
Co	50	0	0	20
Cr	100	0.05	50	120
Cu	100	23	50	100
Mn	—	1500	—	—
Ni	100	35	30	32
Pb	100	20	50	60
Zn	300	110	150	220

(Kabata-Pendias y Pendias, 1992)

Los valores anteriores se han establecido para el contenido total del metal pesado y no para el contenido de metal pesado disponible (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Cabe mencionar que para los países en desarrollo como el nuestro, estos valores máximos aceptables no se han determinado.

Los desórdenes metabólicos de las plantas no sólo se deben a las deficiencias de los micronutrientes sino también a sus excesos, por lo general, las plantas son más resistentes a un incremento que a una disminución de algún micronutriente. Los efectos tóxicos de los excesos de algunos metales pesados en plantas son los que se dan a continuación:

- Cambios en la permeabilidad de la membrana celular
- Reacciones de los grupos tiol con cationes
- Competencia por sitios activos con los metabolitos esenciales
- Afinidad para reaccionar con grupos fosfato y grupos activos de ADP y ATP
- Desplazamiento de iones esenciales
- Ocupación de los sitios para grupos esenciales tales como fosfatos y nitratos

Es muy complejo establecer las concentraciones tóxicas y efectos de los metales pesados sobre las plantas, ya que la dependencia de los factores no puede ser estimada en forma lineal. En la Tabla 4, se observan algunos efectos generales de toxicidad en plantas ocasionados por metales pesados. Varios autores han reportado que la medida de las enzimas en la planta puede ser un criterio para evaluar el efecto fitotóxico de un suelo contaminado con metales pesados. La toxicidad del metal se ve reflejada en el incremento de la capacidad de varias enzimas, por ejemplo, la peroxidasa y deshidrogenasa (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Tabla 4. EFECTOS GENERALES DE TOXICIDAD EN PLANTAS POR METALES PESADOS.		
METAL	SÍNTOMAS	CULTIVOS SENSIBLES
Cd	Coloración café en borde y hojas, clorosis, severa reducción del crecimiento de raíces, enrojecimiento de nervaduras y enrizado de hojas.	Leguminosas (frijol y soya), rábanos, espinacas, zanahorias y avena.
Co	Clorosis intervenal en hojas jóvenes, seguida por clorosis férrica inducida y enblanquesimiento de los márgenes y bordes de las hojas, daños en ápices de la raíz.	—
Cr	Clorosis en hojas nuevas, necrosis de tejidos, daños en el desarrollo de las raíces.	—
Cu	Coloración verde oscura de hojas, clorosis férrica inducida, enredamiento de raíces y disminución del cultivo.	Cereales y leguminosas, espinacas, cítricos y gladiolos.
Fe	Coloración de follaje verde oscuro, poco crecimiento de tallo y raíces.	Arroz y tabaco.
Mn	Clorosis y necrosis de hojas maduras, color café oscuro o rojo de tallos necróticos, acumulación de MnO ₂ en células epidérmicas, secado de ápice de las hojas, inhibición en el crecimiento de raíces y plantas.	Cereales, leguminosas, papas y calabazas.
Ni	Clorosis intervenal (causada por deficiencia de Fe inducida) en hojas nuevas, hojas verde grisáceo y crecimiento impedido de raíces.	Cereales
Pb	Hojas color verde oscuro, escaso follaje y raíces pequeñas.	—
Zn	Apice clorótico y necrótico, clorosis intervenal en hojas nuevas, desarrollo retardado, raíces dañadas.	Cereales y espinacas.

Fuente: (Kabata-Pendias y Pendias, 1992)

IV. ESTUDIOS DE METALES PESADOS REALIZADOS EN MÉXICO.

En México se reporta que se hace uso del agua residual de la Zona Metropolitana desde hace más de un siglo (Sánchez, 1985) y que la infraestructura hidráulica dirigida a su aprovechamiento, se inicia con la fundación del Distrito de Riego 03, en 1945.

Se han llevado a cabo algunos estudios para evaluar el contenido de micronutrientes y la respuesta a la fertilización con estos elementos. En 1982, la FAO realizó un estudio mundial para determinar los niveles de micronutrientes, en el cual a México le correspondió muestrear sus principales zonas maiceras y trigueras. Ahí se establecen niveles en comparación con la media mundial calculada, (Sillanapaa, 1982).

Cuadra (1981), menciona que los primeros estudios sobre la composición química del agua usada para riego en el distrito 063 de Hidalgo, datan de 1964 y reporta los primeros problemas de toxicidad con boro debido a su introducción al suelo con el agua de riego. Mascareño (1974) observó, en el mismo distrito, que las aguas residuales aportaban metales pesados al suelo y detectó presencia de As, Al, Hg y Pb en tejidos vegetales, así como elevados niveles de Cu, Fe y Zn. Mendoza (1981), señaló que las concentraciones de As, B, Cd, Cu, Cr, Fe, Mn y Mo del agua residual que llega al Valle del Mezquital, sobrepasan los niveles permisibles recomendados por la EPA (US-EPA, 1973) para el agua de uso continuo en irrigación. Méndez y Guajardo (1985), también señalan esta problemática. García, *et al.*, (1988), observaron además, elevadas concentraciones en tejidos vegetales, principalmente en especies desarrolladas en suelos regados con estas aguas por largo tiempo. Mejía *et al.*, (1990), señalan que las concentraciones de Ni, Cd y Co en alfalfa y maíz son superiores a las reportadas como normales.

Cajuste *et al.*, (1991), observaron una mayor acumulación de metales en suelos irrigados con aguas negras, en comparación con los niveles encontrados en suelos regados con mezclas de aguas residuales y aguas de escorrentía. Flores *et al.*, (1990) y Mejía *et al.*, (1990) observaron que los metales introducidos con el agua de riego se acumulan principalmente en la capa arable, disminuyendo su concentración conforme aumenta la profundidad del perfil. Carrillo *et al.*, (1992), quienes observaron la dinámica de los metales pesados y su distribución en las parcelas, encontraron que en el agua de riego el Cd superó los límites permisibles recomendados por la legislación mexicana para aguas de reuso agrícola.

En el Estado de Puebla, se han realizado estudios que reportan niveles de metales pesados en suelos afectados por emisiones industriales. De estas investigaciones se desprende que los contenidos de metales pesados se incrementan en las cercanías de las fuentes de emisión, sobrepasando los niveles máximos permisibles para suelos de producción agrícola sana (Tamariz *et al.*, 1990).

Entre los estudios epidemiológicos existentes en México, destaca la investigación de Cifuentes *et al.*, (1994), quienes realizaron un estudio para conocer el efecto de la exposición al agua residual. En el cual agruparon a la población bajo observación, en tres clases respecto al grado de exposición: la primera (de alta exposición) relacionada con pobladores que hacen uso del agua residual en forma directa para sus diversas actividades agrícolas, la segunda (de mediana exposición) quienes utilizan el agua residual que es almacenada previo a su utilización en el riego y la tercera clase correspondió a la población control que no hace uso del agua residual. Los resultados que obtuvieron manifiestan que el riesgo de infección por *Ascaris lumbricoides* es más alto en el primer grupo. La frecuencia de infección por *Entamoeba histolytica* es mayor en individuos menores de 15 años dentro del grupo que se expone al agua sin tratamiento. Respecto a la tasa de enfermedades diarreicas en menores de cinco años, se observó que en familias de alta exposición, existe mayor prevalencia con relación a la población control.

Gutiérrez *et al.*, (1994) señalan que en estudios epidemiológicos efectuados en la región del Mezquital, se reportan incrementos en la frecuencia de incidencia de enfermedades gastrointestinales, como las del tipo diarreicas.

Shuval *et al.* (1986) citados por Pascod (1992), clasifican a los organismos patógenos por orden de importancia respecto al impacto que tienen sobre la salud humana. Los organismos helmintos son los de más alto riesgo, debido a la elevada incidencia de enfermedades que originan las bacterias entéricas, como *Cholera vibrio*, *Salmonella*, que se clasifican como de mediano riesgo, por su efecto en la incidencia de enfermedades, mientras que, los de más bajo riesgo son los virus entéricos, los cuales presentan bajos valores de incidencias de infección.

V. GENERALIDADES DE LOS METALES PESADOS ESTUDIADOS.

V.1. CADMIO.

La abundancia del Cd en rocas magmáticas y sedimentarias no excede de 3 mg/kg. Este metal se encuentra probablemente concentrado en arcillas y depósitos de esquistos. Geoquímicamente, el Cd se asocia fuertemente con el Zn, pero parece tener mayor afinidad con el S. En medios ácidos presenta mayor movilidad, incluso que el Zn. Los compuestos de Cd son conocidos como isotípicos con los cationes correspondientes Zn^{2+} , Co^{2+} , Ni^{2+} , Fe^{2+} , Mg^{2+} y en algunos casos el Ca^{2+} .

Durante el desgaste de las rocas en la intemperie, el Cd se solubiliza fácilmente, y aunque se sabe que se encuentra como Cd^{2+} , también puede formar varios iones complejos [$CdCl^+$, $CdOH^+$, $CdHCO_3^+$, $CdCl$, $CdCl_4^{2-}$, $Cd(OH)_3^-$, $Cd(OH)_4^{2-}$] y complejos orgánicos.

No obstante, el estado de oxidación más importante del Cd en la naturaleza es $2+$ y los factores más importantes para controlar la movilidad del Cd^{2+} son el pH y el potencial de oxidación. Bajo condiciones de fuerte oxidación, el Cd forma probablemente minerales (CdO , $CdCO_3$).

El factor principal que determina el contenido de Cd en el suelo es la composición química de la roca parental. El contenido promedio del Cd en los suelos varía entre 0.06 a 1.1 mg/kg, al parecer no se correlaciona con las unidades de los suelos, aunque su contenido medio más alto es para Histosoles 0.78 mg/kg y el más bajo para podzoles 0.37 mg/kg. La media mundial calculada es de 0.53 mg/kg en las superficies de los suelos.

Recientemente, la adsorción del Cd por la materia orgánica y por los óxidos de Fe y Mn han sido ampliamente estudiados por Gadde y Laitinen, 1974; Forbes *et al.*, 1976 y Street *et al.*, 1977. Todos los descubrimientos conducen a la misma generalización: en todos los suelos, la actividad del Cd se ve fuertemente afectada por el pH; en suelos ácidos, la materia orgánica y los sesquióxidos pueden controlar en gran medida la solubilidad del Cd; mientras que, en suelos alcalinos, probablemente la precipitación de los compuestos de Cd explique su equilibrio. La cantidad de Cd enlazada a la materia orgánica y la fracción residual parece ser relativamente estable en el suelo, mientras que, sus formas intercambiables aumentan significativamente bajo la aplicación de lodos.

Entre los metales pesados se sabe que el Cd, es el más móvil bajo condiciones de suelo diferentes. Al aumentar la alcalinidad la adsorción del Cd disminuye, probablemente se deba a la competencia de los iones Ca^{2+} y Mg^{2+} (Laxen, 1985). Esta conclusión tiene implicaciones importantes al considerar el desarrollo de técnicas de mejoramiento para el manejo de suelos enriquecidos con Cd.

En las cercanías de las minas de Pb y Zn, en particular en operaciones de fundición, en los lodos de desecho y los fertilizantes fosfatados se conocen como fuentes importantes de Cd en la superficie de los suelos.

Gutiérrez *et al.*, (1994) señalan que en estudios epidemiológicos efectuados en la región del Mezquital, se reportan incrementos en la frecuencia de incidencia de enfermedades gastrointestinales, como las del tipo diarreicas.

Shuval *et al.* (1986) citados por Pascod (1992), clasifican a los organismos patógenos por orden de importancia respecto al impacto que tienen sobre la salud humana. Los organismos helmintos son los de más alto riesgo, debido a la elevada incidencia de enfermedades que originan las bacterias entéricas, como *Cholera vibrio*, *Salmonella*, que se clasifican como de mediano riesgo, por su efecto en la incidencia de enfermedades, mientras que, los de más bajo riesgo son los virus entéricos, los cuales presentan bajos valores de incidencias de infección.

V. GENERALIDADES DE LOS METALES PESADOS ESTUDIADOS.

V.1. CADMIO.

La abundancia del Cd en rocas magmáticas y sedimentarias no excede de 3 mg/kg. Este metal se encuentra probablemente concentrado en arcillas y depósitos de esquistos. Geoquímicamente, el Cd se asocia fuertemente con el Zn, pero parece tener mayor afinidad con el S. En medios ácidos presenta mayor movilidad, incluso que el Zn. Los compuestos de Cd son conocidos como isotípicos con los cationes correspondientes Zn^{2+} , Co^{2+} , Ni^{2+} , Fe^{2+} , Mg^{2+} y en algunos casos el Ca^{2+} .

Durante el desgaste de las rocas en la intemperie, el Cd se solubiliza fácilmente, y aunque se sabe que se encuentra como Cd^{2+} , también puede formar varios iones complejos [$CdCl^+$, $CdOH^+$, $CdHCO_3^+$, $CdCl$, $CdCl_4^{2-}$, $Cd(OH)_3^-$, $Cd(OH)_4^{2-}$] y complejos orgánicos.

No obstante, el estado de oxidación más importante del Cd en la naturaleza es $2+$ y los factores más importantes para controlar la movilidad del Cd^{2+} son el pH y el potencial de oxidación. Bajo condiciones de fuerte oxidación, el Cd forma probablemente minerales (CdO , $CdCO_3$).

El factor principal que determina el contenido de Cd en el suelo es la composición química de la roca parental. El contenido promedio del Cd en los suelos varía entre 0.06 a 1.1 mg/kg, al parecer no se correlaciona con las unidades de los suelos, aunque su contenido medio más alto es para Histosoles 0.78 mg/kg y el más bajo para podzoles 0.37 mg/kg. La media mundial calculada es de 0.53 mg/kg en las superficies de los suelos.

Recientemente, la adsorción del Cd por la materia orgánica y por los óxidos de Fe y Mn han sido ampliamente estudiados por Gadde y Laitinen, 1974; Forbes *et al.*, 1976 y Street *et al.*, 1977. Todos los descubrimientos conducen a la misma generalización: en todos los suelos, la actividad del Cd se ve fuertemente afectada por el pH; en suelos ácidos, la materia orgánica y los sesquióxidos pueden controlar en gran medida la solubilidad del Cd; mientras que, en suelos alcalinos, probablemente la precipitación de los compuestos de Cd explique su equilibrio. La cantidad de Cd enlazada a la materia orgánica y la fracción residual parece ser relativamente estable en el suelo, mientras que, sus formas intercambiables aumentan significativamente bajo la aplicación de lodos.

Entre los metales pesados se sabe que el Cd, es el más móvil bajo condiciones de suelo diferentes. Al aumentar la alcalinidad la adsorción del Cd disminuye, probablemente se deba a la competencia de los iones Ca^{2+} y Mg^{2+} (Laxen, 1985). Esta conclusión tiene implicaciones importantes al considerar el desarrollo de técnicas de mejoramiento para el manejo de suelos enriquecidos con Cd.

En las cercanías de las minas de Pb y Zn, en particular en operaciones de fundición, en los lodos de desecho y los fertilizantes fosfatados se conocen como fuentes importantes de Cd en la superficie de los suelos.

A causa de las consecuencias ambientales provocadas por la acumulación de Cd en suelos, se han investigado diversas técnicas para el manejo de cultivos con cantidades importantes de este elemento. Similarmente, como en el caso de los suelos contaminados con Zn, estas técnicas se basan en el incremento del pH del suelo y la C.I.C. Aún cuando se espera generalmente que el encalado disminuya la adsorción de Cd por el aumento del pH del suelo, este procedimiento no resulta efectivo para todos los suelos y plantas.

Ha sido correlacionado por varios autores el aumento de la concentración del Cd en los suelos con la cercanía de las carreteras, así como con el tránsito y el flujo dinámico en éstas, debido al desgaste natural de las llantas y de los automóviles y al consumo de aceite (Cajuste, 1991).

Al respecto, un estudio de espectrofotometría de emisión proporcionó valores dentro del rango de 20 a 90 mg/kg en el hule de las llantas. La presencia del Cd en estos objetos se debe al uso de los compuestos de Zn (Zn-Cd) en el proceso de vulcanización (Lagerwerff *et al.*, 1973).

Aunque el Cd está considerado como un elemento no esencial para los procesos metabólicos, es efectivamente absorbido tanto por el sistema radical y por las hojas; también se acumula abundantemente en los organismos del suelo. Se han reportado relaciones lineales entre el Cd en los tejidos de la planta contra el Cd en el medio de crecimiento. No obstante, son varios los factores del suelo y de la planta que afectan la absorción de este elemento.

Algunas plantas revelan una gran afinidad para absorber Cd en el crecimiento medio. La presencia de este elemento es un factor adicional importante que controla la solubilidad y fitodisponibilidad. Aunque una fracción apreciable de Cd es absorbida pasivamente por las raíces, el elemento también es absorbido metabólicamente (Smeyers *et al.*, 1978). El Cd, como otros metales pesados, puede fácilmente trasladarse dentro de la planta en forma de complejos organometálicos.

En la nutrición de hombres y animales, el Cd resulta ser un veneno acumulativo, por lo que su contenido en plantas alimenticias y forrajes ha sido muy estudiado. Una comparación de los contenidos de Cd en plantas utilizadas como alimento bajo condiciones no contaminantes de varios países muestran la concentración más alta en hojas (peso fresco) de espinaca 0.11 mg/kg; y en hojas (peso seco) de lechuga, 0.66 mg/kg (3 mg/kg, cenizas). Cuando las plantas crecieron en suelos contaminados, sin embargo, es muy probable que el Cd se concentre en las raíces. Esto confirma claramente que los vegetales de hoja ancha como la espinaca y tubérculos como el nabo, deben considerarse como vías principales de Cd hacia el hombre.

Baszyriski *et al.*, (1981) y Cunningham *et al.*, (1975) reportaron inhibición de la formación de antocianina y pigmentos de clorofila en plantas que fueron tratadas con Cd. También se encontró que la cantidad de clorofila es una función de la concentración de este elemento en el tejido de las plantas lo que se ha propuesto como indicador de los niveles críticos superiores en éstas (Burton *et al.*, 1986).

En su turno, Kloke *et al.*, (1984), estimaron que las concentraciones fitotóxicas del Cd son de 5 a 10 mg/kg en especies de plantas sensibles; mientras que, Macnicol y Beckett, (1985) dieron el rango de 10 a 20 mg/kg como nivel crítico de Cd.

En general, los síntomas inducidos por el elevado contenido de Cd en las plantas son la retardación del crecimiento y daño radicular, clorosis de hojas y coloración café rojiza de márgenes o venas de las hojas; lejos de interferir con el metabolismo normal de algunos micronutrientes, muestra efectos de inhibición en la fotosíntesis, perturba la transpiración y fijación del CO₂ y altera la permeabilidad de las membranas celulares.

Por otro lado, las interacciones Cd-Zn han sido comúnmente observadas, pero los hallazgos son aparentemente contradictorios, ya que se han reportado efectos depresivos y benéficos. Al parecer el Zn reduce la absorción de Cd por las raíces y sistemas foliares.

La comparación de la contaminación combinada por Zn-Cd puede no disminuir la concentración en los tejidos de lechuga y espinaca, ya que al incrementar el contenido de Zn, disminuye la concentración de Cd biodisponible (Farago, 1994).

Las interacciones Cd-Cu son también complejas. Se han reportado frecuentemente efectos inhibidores del Cu sobre la absorción del Cd. Las interacciones del Cd con otros metales pesados tales como Mn y Ni también se han reportado frecuentemente y, al parecer, están relacionados con su reemplazo por el Cd durante los procesos de absorción.

V.2. CINC.

Las fuentes principales de Zn, son los minerales esfaleritas o blenda de cinc, ZnS, y Zn_2SiO_4 , cincita, ZnO, calamina, $[Zn_4(Si_2O_7)(OH)_2 \cdot H_2O]$ y franklinita $[(Zn,Mn)Fe_2O_4]$ y adamita $[Zn_2(AsO_4)OH]$ (Aller, 1989).

El Zn parece estar distribuido más uniformemente en rocas magmáticas; con un ligero incremento en rocas máficas (80 a 120 mg/kg) y un pequeño decremento en rocas ácidas (40 a 60 mg/kg). La concentración de Zn en sedimentos arcillosos y esquistos alcanza rangos de 80 a 120 mg/kg, mientras que, en areniscas y rocas carboníferas las concentraciones de este metal son de 10 a 30 mg/kg. El Zn se encuentra principalmente como sulfuro simple ZnS, pero también se sabe que sustituye al Mg^{2+} en los silicatos.

La solubilización de los minerales del Zn durante el intemperismo produce movilización del Zn^{2+} especialmente en medios ácidos y oxidantes. No obstante, el Zn también es fácilmente adsorbido por los componentes minerales y orgánicos, por lo que, se observa su acumulación en los horizontes superficiales de la mayoría de los suelos.

El mayor contenido de Zn ha sido reportado para algunos suelos aluviales, Solonchaks y Rendzinas; mientras que los valores mínimos son para suelos ligeros de bajo contenido orgánico. En gran medida, el contenido medio de Zn para suelos de todo el mundo puede ser calculado en 64 mg/kg.

El balance de Zn en la superficie de los suelos de diferentes ecosistemas muestran que la entrada atmosférica de este metal excede su salida debido a la lixiviación y a la producción de la biomasa. Se creyó que la forma más común y móvil del Zn en el suelo era como Zn^{2+} , pero se pueden encontrar otras especies iónicas en suelos. El Zn se considera fácilmente soluble en relación con otros metales pesados en los suelos. Las concentraciones de Zn en la solución del suelo varían de 4 a 270 $\mu\text{g/l}$ dependiendo del suelo y las técnicas utilizadas para obtener la solución.

Muchos estudios de la adsorción y retención del Zn en el suelo fueron revisados por Lindsay, (1972b) y ha sido demostrado que las arcillas y la materia orgánica del suelo son capaces de mantener fuertemente enlazado al Zn. Asimismo, la solubilidad del Zn en suelos es mayor que la de $Zn(OH)_2$, $ZnCO_3$ y $Zn_3(PO_4)_2$ en sistemas experimentales aislados.

Los procesos implicados en la adsorción del Zn todavía no están completamente entendidos; sin embargo, algunas generalizaciones pudieron haberse hecho de estudios reportados por Lindsay, (1972a).

McBride y Blasiak, (1979), establecieron que la nucleación del hidróxido de Zn en superficies arcillosas puede producir retención de Zn en suelos, hecho que depende en gran medida del pH. La adsorción del Zn^{2+} puede ser reducida a valores bajos de $\text{pH} < 7$ por la competencia de los cationes, resultado de la fácil movilización y lixiviado de Zn en suelos ligeramente ácidos.

Zyrin *et al.*, (1976), reportaron que el Zn en el suelo se encuentra asociado principalmente con hidróxidos de Fe y óxidos de Al (14 a 38% del total del Zn) y con minerales arcillosos (24 a 63%),

mientras que, en la fracción fácilmente móvil y en complejos orgánicos de 1 a 20 y de 1.5 a 2.3%, respectivamente.

El origen antropogénico del Zn se relaciona, en primer lugar, con cualquier industria metalmeccánica no férrica y también con la agricultura. La contaminación de suelos con Zn ha ocasionado una acumulación puntual extremadamente alta en la superficie del suelo en ciertas áreas. Cambios en la distribución del metal en el suelo también pueden provocar problemas de contaminación. Por ejemplo, en suelos de arena francosa con pH 6.1, %M.O. 1.25 rehabilitados con lodos de aguas residuales ricas en Zn, se observó un incremento de las formas fácilmente disponibles de Zn de 3 a 21% y de las formas débilmente enlazadas o intercambiables de Zn, de 21 a 34% del contenido total del Zn.

La velocidad de absorción de Zn difiere grandemente entre diversas especies de plantas y medios de cultivo. La composición de la solución nutriente, en la que es particularmente importante la presencia de calcio.

La forma en la cual el Zn es absorbido por las raíces no ha sido definida con precisión. Sin embargo, hay acuerdos generales en la absorción predominante de Zn hidratado y Zn^{2+} , así como también pueden ser absorbidos iones complejos y quelatos orgánicos de Zn (Loneragan, 1981; Tiffin, 1972 y Weinberg, 1977).

Se reporta que el Zn se concentra en los cloroplastos, especialmente en los de algunas plantas como la espinaca. Este metal también está acumulado en fluidos de vacuolas y membranas celulares. Asimismo, en cierto tipo de herbáceas el Zn se mantiene constante (Bloomfield, 1981).

La fracción de Zn enlazada débilmente a compuestos orgánicos en fluidos de xilema y en otros extractos de tejidos vegetales sugiere su alta movilidad en la planta (Tiffin, 1972; Van Goor 1974 y Wiersman, 1979).

Los contenidos de este metal en ciertos alimentos, cereales y pastos, de diferentes países, no difieren ampliamente, el rango de Zn varía de 1.2 a 73 mg/kg (peso seco) en hojas de manzana y de lechuga, respectivamente.

En muestras de tejido de hojas de esta última hortaliza se han reportado por diferentes autores, citados por Kabata-Pendias y Pendias, (1992), distintos contenidos de Zn en mg/kg; peso fresco 0.1 y 11.7; peso seco 44 y 73 y cenizas 240 y 520.

La deficiencia de Zn se observa en formas diferentes según la especie de la planta; se ha establecido en el rango de 10 a 20 mg/kg (en peso seco), en forma general corresponden a la clorosis intervenal, crecimiento atrofiado y puntos rojos violetas en las hojas (Loneragan, 1975).

El Zn es importante en el metabolismo de las plantas, pues forma parte de enzimas como: la deshidrogenasa, proteinasa, peptidasas y fosfohidrolasas. Sus funciones bioquímicas están relacionadas con el metabolismo de los carbohidratos, proteínas, fosfatos y formación de auxinas, ARN y ribosomas. Estimula, asimismo, la resistencia a las sequías, al calor y a las enfermedades por bacterias y hongos.

Las toxicidades del Zn son raras en forma natural y algunas veces han sido provocadas por fuertes aplicaciones de $ZnSO_4$. La toxicidad proviene del uso excesivo de fertilizantes que contienen Zn y por contaminación del ambiente, presentándose principalmente en suelos ácidos y encharcados. El límite de toxicidad depende de cada especie y cada etapa de crecimiento. Así, por ejemplo, existen especies que presentan elevada tolerancia a niveles altos de Zn y una gran selectividad en la absorción de este elemento, llegando a acumular gran cantidad entre (0.1 y 1.0%) sin mostrar síntomas de toxicidad (Miller, 1983).

La fitotoxicidad del Zn es reportada con relativa frecuencia especialmente para suelos ácidos y en mayor medida para lodos, aunque este metal no está considerado como altamente tóxico. No obstante, el nivel tóxico más alto reportado en varias plantas va de 100 a 500 mg/kg, peso seco (Macnicol y Beckett, 1985).

La contaminación ambiental de Zn influye en gran medida en las concentraciones de este metal en las plantas. En los ecosistemas en donde el Zn es un contaminante atmosférico las partes superiores de las plantas concentran la mayor parte del elemento. Por otro lado, las plantas desarrolladas en suelos contaminados con Zn acumulan una gran porción de este metal en las raíces. Las cantidades reportadas en las plantas de algunos sitios contaminados alcanzan valores de 4510 mg/kg y constituyen un riesgo potencial para la salud (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Por último, sobre las interacciones Zn-Cd existen controversias, puesto que los reportes expresan tanto sinergismo como antagonismo entre los dos elementos en los procesos de absorción y transporte.

Kitagishi y Yamane, (1981) interpretaron el sinergismo observando la planta de arroz en términos de competencia del Zn por los sitios del Cd, resultando en un incremento de la solubilidad del Cd y en la translocación de Cd de las raíces a la punta.

V.3. COBALTO.

En la corteza terrestre el cobalto se encuentra en alta concentración en rocas ultramáficas (100 a 200 mg/kg), si se comparan estos contenidos con las rocas ácidas (1 a 15 mg/kg). Asimismo, la abundancia de Co en rocas sedimentarias es del rango de 0.1 a 20 mg/kg y parece estar asociado con los minerales arcillosos y la materia orgánica.

El Co se encuentra contenido en varios minerales de Fe y en los ciclos geoquímicos se asemeja mucho a los de Fe y Mn. No obstante, su destino en los procesos de meteorización y su distribución en sedimentos y en el perfil del suelo, parecen estar fuertemente determinados por la formación de óxidos de Mn.

En la naturaleza el Co se encuentra con dos estados de oxidación, Co^{2+} y Co^{3+} , aunque también es posible la formación del complejo aniónico $\text{Co}(\text{OH})_3^-$. Se conoce un gran número de sales simples (o hidratadas) del cobalto en estado de oxidación $2+$, donde los cationes dipositivos son bastante estables en disoluciones acuosas ácidas y su tendencia a oxidarse varía rápidamente en función de su potencial normal de oxidación correspondiente al par Co^{2+} - Co^{3+} y del pH de la solución.

Durante la meteorización, el Co debido al tamaño del radio iónico del catión dipositivo igual a 0.74 \AA , se le considera como relativamente móvil en medio oxidante, aunque debido a que es fuertemente adsorbido por los materiales arcillosos y por los óxidos de Fe y Mn, no migra en una forma soluble.

El mecanismo de adsorción de Co en los óxidos de Mn es complicado, aunque se puede explicar por medio de dos conceptos importantes; el primero considerando las fuerzas de atracción de tipo Van der Waals; y el segundo, por medio de reacciones de intercambio iónico, entre el propio Co y el Mn. Esta reacción está relacionada directamente con el pH del medio, viéndose favorecida fuertemente por el medio básico. Uno de los productos de la reacción es el hidróxido cobaltoso $\text{Co}(\text{OH})_2$; el cual por lo general se deposita sobre la superficie de los óxidos de la matriz de los minerales arcillosos (Fleming, 1983).

Los suelos con niveles en Co de 1 a 40 mg/kg son considerados como normales, aunque estadísticamente para la mayoría de ellos se ha estimado de 8.2 a 8.5 mg/kg (Aller, 1989).

Los valores concernientes a la concentración contaminante de Co en plantas son escasos, aunque se sabe que el elemento es liberado a la atmósfera por la quema de carbón y aceites combustibles. Sin embargo, plantas de tomate crecidas en extractos acuosos de suelos colectados cerca de una fundidora de Cu-Ni contuvieron de 10 a 18 mg/kg de Co (peso seco) (Hutchinson y Whitby, 1973).

La importancia que tiene el Co, tanto para algas verdiazules, así como para los microorganismos en la fijación de N_2 se conoce perfectamente, aunque no es muy clara su función en plantas superiores. No obstante, existen evidencias de efectos favorables que tiene en algunas, lo cual ha sido reportado por

Reisenauer *et al.*, 1973; Jagodin *et al.*, 1974; Mengel y Kirkby, 1978. También se ha demostrado que el Co juega un papel de precursor de la vitamina B₁₂ para los animales rumiantes.

Aunque se ha detectado trazas de este metal en coenzimas de plantas no leguminosa, no se sabe realmente si esto pudo ser originado por microorganismos asociados con éstas (Nicholas, 1975).

Se sabe que el Co es esencial para las funciones bacterianas específicas, así como también en la inhibición de la toma de Mg por algunos microorganismos que presentan actividad antimicrobiana (Weinberg, 1977).

En legumbres, la deficiencia de Co inhibe la formación de leghemoglobina y la fijación del N₂. Sin embargo, el requerimiento del metal para este proceso es bajo. Tanto Wilson y Reisenauer (1970), encontraron que 10 mg/kg de Co en una solución de nutrientes es adecuado para el crecimiento de la alfalfa. No se sabe que en condiciones naturales la deficiencia de Co retarde el crecimiento de leguminosas o no leguminosas.

El Co interactúa con todos los metales que se encuentran asociados geoquímicamente; sin embargo, la relación más importante es la que existe entre Co y Mn o Fe en el suelo, y entre Co y Fe en las plantas. El antagonismo geoquímico y bioquímico entre estos metales se basa en su afinidad para ocupar los mismos sitios en las estructuras cristalinas y en la similitud de sus compuestos organometálicos.

V.4. COBRE.

En la corteza terrestre el Cu es más abundante en rocas máficas e intermedias y tiene una tendencia a ser excluido de los carbonatos. Forma varios compuestos de los cuales, los minerales primarios más comunes son los sulfuros simples y complejos, éstos son bastante solubles en los procesos de intemperismo y liberan iones Cu, especialmente en medios ácidos. De tal forma que, el elemento es considerado como el más móvil de los metales pesados en los procesos hipergénicos. No obstante, el Cu es un metal pesado muy versátil que en suelos o materiales de depósito, presenta una gran capacidad para interactuar químicamente con otros minerales y componentes orgánicos del suelo. Los iones de Cu pueden precipitarse fácilmente con varios aniones tales como sulfuros, carbonatos e hidróxidos. Así, el Cu es más bien un elemento inmóvil en suelos y muestra relativamente poca variación en el contenido total en los perfiles de los suelos.

En los suelos el Cu puede encontrarse adsorbido en diferentes fracciones y asociado con numerosos minerales, dependiendo del pH de la solución del suelo y el fácilmente intercambiable, enlazado a sitios inorgánicos y orgánicos, el ocluido en óxidos de Fe y Mn, en los hidróxidos de Fe y Al y en forma residual unido fuertemente dentro de la estructura de las arcillas. Fenómenos como la oclusión, coprecipitación y sustitución también están involucrados en la adsorción no específica del Cu. Minerales como los hidróxidos de Fe y Al, carbonatos, fosfatos y arcillas tienen una gran afinidad para enlazar parte del Cu en formas no definidas, al mismo tiempo, la fijación microbiana juega un papel importante en la inmovilización de este elemento en suelos superficiales y en el ciclo bioquímico de este elemento (Sauerbeck, 1991).

Aunque las formas solubles del Cu en los suelos son de gran importancia en las prácticas agrícolas, el contenido de Cu total en ellos proporciona información básica para estudios geoquímicos. Los niveles medios para Cu varían de 13 a 24 mg/kg, siendo más altos para Castanozems y Chernozems y más bajos para Podzoles e Histosoles. Se ha reportado que en Ferrosoles y Fluvisoles de distintos países contienen muy altos niveles de Cu. La regularidad en la presencia a gran escala del Cu en los suelos indica que son dos factores los que gobiernan su estado inicial en los suelos: el material parental y los procesos de formación del suelo (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Los suelos contaminados con Cu son el resultado de la utilización de compuestos que contienen a este elemento, como son los fertilizantes, sprays y desechos municipales o agrícolas, así como, emisiones industriales. Lo más importante del Cu en la contaminación de suelos es la gran afinidad de acumulación de este metal en la superficie de los mismos. Como consecuencia, el contenido de Cu en los suelos se ha elevado a concentraciones extremadamente altas, alrededor de 3500 mg/kg por contaminación de origen industrial, y alrededor de 1500 mg/kg de origen agrícola.

Las concentraciones de Cu en el xilema y el floema varían desde trazas hasta 140 μM y parecen correlacionarse con las concentraciones de los aminoácidos. La movilidad del Cu dentro de los tejidos de las plantas depende principalmente del nivel de suministro de Cu, Loneragan, (1981). Sin embargo, el Cu tiene baja movilidad con relación a otros elementos dentro de las plantas y la mayor parte de este metal parece permanecer en las raíces y en tejidos de hojas hasta la senescencia, solo pequeñas cantidades pueden pasar a los órganos jóvenes, por eso son éstos los primeros en desarrollar síntomas de deficiencia del elemento.

Gartrell *et al.*, (1979); Mengel y Kirkby, (1978); Robson y Reuter, (1981) sugirieron que los análisis de tejidos deben ser considerados junto con otra información relevante (observaciones de campo, análisis de suelo, etc.) para la evaluación más precisa de la necesidad de aplicación de Cu.

A pesar de la tolerancia general al Cu por varias especies de plantas y genotipos, este metal es considerado también como tóxico, los altos contenidos de Cu en plantas de forraje y alimentos reflejan la contaminación hecha por el hombre, la cual requiere de evaluaciones desde el punto de vista de salud ambiental. Los síntomas generales de toxicidad debida a este elemento son la clorosis y la malformación de las raíces.

Son conocidas varias interacciones entre el Cu y diversos elementos, entre las más importantes se encuentran las antagónicas entre el Fe y Cu; Cu y Cd, la interacción entre Cu y Se que es inversa; las interacciones Cu-Mn y Cu-Ni son antagónicas y sinérgicas, así como las del Cu-Al y Cu-Cr.

Las interacciones de Cu-Ca son muy complejas y aparentemente están relacionadas con un rango de pH en el medio de crecimiento. La afinidad de los carbonatos para precipitar Cu es la reacción principal más común para la deficiencia de Cu en los suelos en el rango de pH alcalino o cuando existe CaCO_3 libre. El encalado es la práctica más frecuente para el mejoramiento de suelos contaminados con Cu (Kabata-Pendias y Pendias, 1984).

V.5. CROMO.

La abundancia del Cr en la tierra indica que se encuentra asociado principalmente a rocas máficas y ultramáficas. El contenido de Cr en rocas ígneas ácidas y rocas sedimentarias es mucho más bajo y comúnmente varía entre 5 y 120 mg/kg, encontrándose el más alto en sedimentos arcillosos.

El Cr muestra estados de oxidación variables (de 2+ a 6+) y es también conocido por formar complejos aniónicos y catiónicos, por ejemplo, $\text{Cr}(\text{OH})^{2+}$, CrO_4^{2-} , CrO_3^{3-} . En la naturaleza los compuestos de Cr tienen valencias de 3+ (crómico) y 6+ (cromato). Compuestos más oxidantes del Cr son mucho menos estables que el Cr^{3+} .

La mayor parte del Cr^{3+} está presente en el mineral (FeCr_2O_4) o en otras especies estructurales, sustituyendo al Fe o Al. En general, el Cr^{3+} es parecido al Fe^{3+} o Al^{3+} en tamaño iónico y en propiedades geoquímicas. La cromita es el mineral de Cr más común y es resistente al intemperismo, por lo que es la causa del Cr en el material residual.

Griffin *et al.*, (1977), encontraron que la adsorción del Cr por las arcillas depende fundamentalmente del pH, mientras aumenta el pH la adsorción del Cr^{6+} disminuye, la adsorción del Cr^{3+}

aumenta conforme aumenta el pH. El comportamiento del Cr en los suelos puede ser modificado por la presencia de complejos orgánicos de Cr; sin embargo, el efecto dominante del suministro de materia orgánica es la estimación de la reducción del Cr^{6+} a Cr^{3+} . Las sustancias orgánicas adicionadas como lodos de desecho al suelo (arenas arcillosas, pH 6.1) causaron un significativo incremento de las especies de Cr, asociados con óxidos hidróxidos y enlazados a la materia orgánica.

La fácil conversión del Cr^{6+} soluble a Cr^{3+} insoluble bajo condiciones normales del suelo es de gran importancia porque es la responsable de la baja disponibilidad del Cr para las plantas. No obstante la reducción de Cr^{6+} y Cr^{4+} se reporta comúnmente, la oxidación de Cr^{3+} en el suelo ha sido también observada, aparentemente, como un efecto de la capacidad de oxidación de los compuestos de Mn (Bartlett *et al.*, 1976).

Un suministro inadecuado de Cr en las plantas puede ser el responsable de la inmovilidad del Cr en el suelo. El Cr participa en el metabolismo de la glucosa y el colesterol, por lo tanto, es esencial para el hombre y los animales. Los niveles comunes de Cr encontrados en material vegetal son usualmente del orden de 0.02 a 0.2 mg/kg (peso seco); sin embargo, se observa una gran variación en el contenido de Cr en las plantas comestibles (Kabata-Pendias y Pendias, 1984).

El contenido de Cr en la superficie del suelo se incrementa debido a la contaminación por varias fuentes, de las cuales, las principales son: aguas industriales (por ejemplo, aguas de la industria electrónica, aguas de curtidurías con pigmentos de Cr, aguas de manufacturas de pieles) y lodos de desechos municipales. El Cr adicionado a los suelos se encuentra principalmente acumulado en la capa superficial.

Se sabe que el encalado, aplicaciones de P y de materia orgánica son efectivos en la reducción de la toxicidad de los cromatos en suelos contaminados con Cr. Esta contaminación del suelo se debe al Cr^{6+} , entonces la acidificación y los agentes reductores (por ejemplo azufre y hojarasca) podrían rápidamente reducir al Cr^{6+} . Después de la reducción, es aconsejable encalar para precipitar compuestos de Cr^{3+} con más fuerza (Grove y Ellis, 1980).

Las concentraciones fitotóxicas de Cr en partes comestibles de las plantas (base seca) se reportaron como sigue: 18 a 24 mg/kg en tabaco, 4 a 8 mg/kg en maíz, 10 mg/kg en plántulas de cebada, y de 10 a 100 mg/kg en arroz (Davis *et al.*, 1978; Gough *et al.*, 1979; Kitagishi y Yamane, 1981).

Los síntomas de toxicidad por Cr aparecen como marchitamiento de las partes superiores y lesiones de la raíz, también se observa clorosis en hojas jóvenes, bandas cloróticas en cereales y hojas parduzcas son características típicas.

Una baja velocidad de absorción del Cr por las plantas a partir de la fracción soluble de este metal está relacionada con el mecanismo de absorción por las raíces. Aparentemente, los tejidos radiculares no son capaces de estimular la reducción del Cr^{3+} a Cr^{2+} fácilmente soluble, el cual es el proceso clave en la absorción de Fe por las plantas (Cary *et al.*, 1977; Tiffin, 1972).

La interacción antagonica entre el Cr y Mn, Cu y B ha sido reportada por Turner y Rust, (1971), esto puede estar relacionado con las condiciones edáficas y los tejidos vegetales.

V.6. HIERRO.

El hierro es uno de los principales constituyentes de la litósfera y comprende aproximadamente el 5%, concentrándose principalmente en series máficas de rocas magmáticas. Sin embargo, su abundancia global se calcula alrededor del 45%.

En ambientes terrestres la geoquímica del Fe es muy compleja y está determinada por la facilidad de cambio en sus estados de valencia en respuesta a las condiciones fisicoquímicas. El comportamiento del Fe está estrechamente ligado a los ciclos del oxígeno, azufre y carbono.

Las transformaciones de los compuestos de Fe se ven también afectadas por los microorganismos. Algunas especies de bacterias (por ejemplo, *Metallogenium* sp) se involucran en el ciclo del Fe y se sabe que acumulan este metal sobre la superficie de las células vivas (Aristovskaya *et al.*, 1979; Trudinger *et al.*, 1979 y Weinberg, 1977).

Los suelos desarrollados sobre sedimentos costeros o sobre suelos sulfato ácidos tienen productividades agrícolas muy pobres por su acidez. Esta acidez es el resultado de la oxidación de la pirita. A pH elevado, la pirita se oxida químicamente, pero a valores de pH por debajo de 4.5, esto se logra mediante procesos microbiológicos, que pueden provocar pH muy bajo en el suelo y ejercer una gran influencia en la liberación de los metales (Salomon y Förstner, 1984).

Muchas reacciones están involucradas en la solubilidad del Fe en el suelo, pero la hidrólisis de las especies complejas parece ser la más importante; (Lindsay, 1979) reportó que la movilidad del Fe en suelo puede ser controlada por medio de la solubilidad de los óxidos e hidróxidos amorfos de Fe^{3+} y Fe^{2+} . Sin embargo, la formación de otros compuestos tales como fosfatos, sulfuros y carbonatos, la modifican.

El contenido de Fe soluble en los suelos es extremadamente bajo en comparación con el contenido de Fe total. Las formas inorgánicas solubles incluyen a Fe^{3+} , $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$, FeOH^{2+} , $\text{Fe}(\text{OH})_3^-$ y $\text{Fe}(\text{OH})_4^{2-}$. Sin embargo, en suelos bien aireados, el Fe^{2+} contribuye poco al Fe inorgánico soluble total, excepto bajo condiciones de pH elevado en el suelo. La concentración del Fe en soluciones de suelo se encuentra dentro de los rangos comunes de pH de 30 a 550 $\mu\text{g/l}$, cuando el suelo es muy ácido puede exceder los 2000 $\mu\text{g/l}$.

El Fe presenta una gran afinidad para formar compuestos orgánicos móviles y quelatos. Estas reacciones son responsables de la migración del Fe entre los horizontes del suelo y de la lixiviación del Fe en los perfiles del mismo, también son importantes en el suministro de Fe hacia las raíces de las plantas.

El contenido apropiado de Fe en plantas, es esencial para su salud y para el suministro de nutrientes hacia el hombre y los animales. La variación entre las plantas en su habilidad para absorber Fe no es siempre consistente y se ve afectada por las condiciones cambiantes del suelo, clima y por las etapas de crecimiento de las plantas. Mientras el Fe sea fácilmente soluble, las plantas pueden tomar grandes cantidades de Fe. Esto está claramente demostrado por el crecimiento de la vegetación en suelos derivados de serpentinas, donde los pastos contuvieron Fe dentro del rango de 2117 a 3580 mg/kg (peso seco) (Johnston y Proctor, 1977).

Las partes comestibles de algunos vegetales presentan un contenido bastante similar de Fe, en un rango de 29 a 130 mg/kg (peso seco), estando las lechugas en un rango superior y la cebolla en un rango inferior (Kabata-Pendias y Pendias, 1984).

Los síntomas de deficiencia por Fe pueden presentarse en diferentes niveles de contenido del elemento en las plantas, y esta deficiencia es dependiente de los factores del suelo, de la planta, climáticos y nutricionales. El síntoma inicial más común de la deficiencia de Fe es la clorosis intervenal de las hojas jóvenes. Varios frutales y cereales, en particular avena y arroz, son muy susceptibles a la deficiencia del Fe.

Los síntomas de toxicidad de Fe no son específicos y, normalmente, difieren entre las especies de plantas y sus etapas de crecimiento. Lesiones o manchas necróticas en las hojas indican una acumulación de Fe por encima de 1000 mg/kg (3 a 6 veces mayor que los contenidos de Fe en hojas sanas). Sin embargo, el síntoma más pronunciado es la relación de Fe a otros elementos y hacia los metales pesados en particular. La relación Fe/Mn más adecuada parece ser el factor más obligatorio en la tolerancia de las plantas hacia la toxicidad del Fe.

La respuesta de las plantas a la toxicidad del Fe, así como las deficiencias del Fe varían ampliamente entre genotipos y especies de plantas.

La deficiencia de K está también asociada a menudo con la toxicidad del Fe porque las plantas no son capaces de oxidar el Fe^{2+} a Fe^{3+} (Anderson, 1987). La clorosis causada por el Fe en las plantas sobre

suelos calcáreos puede considerarse que refleja una baja disponibilidad de Fe en tales suelos. La interacción entre Fe y S parece ser errática ya que los bajos niveles de S en el suelo pueden disminuir la absorción de Fe, mientras que un alto contenido de S puede también resultar en una baja disponibilidad de Fe, dependiendo del medio ambiente del suelo.

V.7. MANGANESO

El manganeso es uno de los metales pesados más abundantes en la litósfera, y su rango común en las rocas es de 350 a 2000 mg/kg. Sus concentraciones más altas están asociadas principalmente con las rocas máficas.

El Mn forma varios minerales en los cuales se presenta comúnmente como iones Mn^{2+} , Mn^{3+} o Mn^{4+} , pero su estado de oxidación de Mn^{2+} es más frecuente en la formación de silicatos minerales. Se conoce que el catión Mn^{2+} reemplaza los sitios de algunos cationes divalentes como el Fe^{2+} , y el Mg^{2+} en óxidos y silicatos.

Debido a la baja solubilidad de los compuestos de Mn en sistemas oxidantes a niveles de pH cercanos a la neutralidad, pequeñas variaciones en las condiciones Eh-pH pueden ser muy importantes en el contenido de Mn en la solución del suelo. La abundancia de especies solubles de Mn en las soluciones del suelo han sido reportadas en un rango de 25 a 8000 $\mu g/l$. Para soluciones de suelos ácidos y neutros el rango es de 1 a 100 $\mu M/l$ (Hodgson *et al.*, 1966).

El Mn soluble en soluciones del suelo está principalmente asociado a los complejos orgánicos. En el suelo cercano a las raíces de las plantas la reducción de las formas del MnO_2 y su complejación por exudados de raíces es aparentemente un factor significativo en el control de la movilidad del Mn (Godo *et al.*, 1980).

En la escala mundial, el contenido promedio de Mn en los suelos varía de 270 mg/kg en podzoles a 525 mg/kg en cambisoles. La media calculada para suelos de todo el mundo es de 437 mg/kg; mientras que, para suelos de los Estados Unidos el cálculo es de 495 mg/kg (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Por otro lado, se sabe que el contenido de Mn en las plantas proviene de las formas del elemento disponible, las cuales están controladas por las propiedades del suelo. Generalmente, el Mn más fácilmente disponible se encuentra en suelos ácidos e inundados (Mengel y Kirkby, 1978).

En cuanto a la deficiencia de este elemento, el nivel crítico de Mn para la mayoría de las plantas varía de 15 a 25 mg/kg (peso seco), mientras que, la concentración tóxica de Mn para las plantas es variable, dependiendo de factores tanto del suelo como de la planta. Generalmente, la mayoría de las plantas se ven afectadas por un contenido de Mn de alrededor de 500 mg/kg (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

La esterilización de suelos de invernadero aumenta la concentración de Mn disponible a niveles tóxicos para ciertas plantas. Este fenómeno está muy relacionado con la actividad biológica del suelo (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

McKenzie, (1980), reportó que el Mn está involucrado en interacciones tanto biológicas como geoquímicas. La interferencia geoquímica más prominente se observa en la fuerte afinidad de los óxidos de Mn por el Co. Esta reacción es tan marcada que la mayor parte del Co nativo en los suelos puede llegar a ser no disponible para las plantas en presencia de cantidades moderadas de Mn.

El antagonismo Fe-Mn es ampliamente conocido y se observa principalmente en suelos ácidos que contienen grandes cantidades de Mn disponible. En general, el Fe y el Mn están interrelacionados en sus funciones metabólicas y su proporción adecuada (la relación Fe/Mn debe variar de 1.5 a 2.5) es necesaria para una planta saludable. Por debajo de este rango pueden presentarse síntomas de toxicidad de Mn y de

deficiencia de Fe, y por encima de 2.5 se observarían efectos tóxicos de Fe asociados con deficiencia de Mn. En ciertas condiciones de campo y de cultivo, tanto la toxicidad del Mn como la del Fe pueden remediarse mediante aplicaciones de Fe o Mn (Foy *et al.*, 1978).

V.8. NIQUEL.

La distribución del Ni en la corteza terrestre es muy similar a la de Fe y Co. De esta manera, los contenidos de Ni son más altos en rocas ultramáficas (1400 a 2000 mg/kg) y sus concentraciones disminuyen con el aumento de la acidez de las rocas hasta un valor de 5 a 15 mg/kg en granitos. Las rocas sedimentarias contienen este elemento en rangos de 5 a 90 mg/kg, siendo el rango más alto para rocas arcillosas y el más bajo para areniscas.

Geoquímicamente el Ni es siderófilo y se encuentra asociado con el Fe metálico. La gran afinidad del Ni con el azufre explica su frecuente asociación con segregados a cuerpos sulfurados. En las rocas terrestres, el elemento se presenta en forma de sulfuros, carbonatos, fosfatos, silicatos, en compuestos ferromagnesianos, reemplazando al Fe y arseniuros principalmente como milerita NiS, nicolita NiAs, maucherita Ni₃As₂, gentita 2NiO·2MgO·SiO₂·6H₂O (Aleer, 1989).

En los suelos este elemento se encuentra asociado con los óxidos de Fe y Mn, sin embargo, para la mayoría de los suelos menos del 15 al 30% del Ni total es extraído con los óxidos de Mn (Norrish, 1975).

Un porcentaje relativamente alto de Ni extraído del suelo con EDTA, sugiere que el metal se fija menos por los componentes del suelo que el Co (Berrow y Mitchell, 1980).

En los horizontes superficiales del suelo el Ni aparece principalmente en formas enlazadas orgánicamente, las cuales pueden ser quelatos fácilmente solubles (Bloomfield, 1981).

Anderson *et al.*, (1973), reportaron que la distribución del Ni en los perfiles de los suelos estaba relacionada tanto con la materia orgánica como con óxidos amorfos y las fracciones arcillosas, dependiendo del tipo de suelo. Las concentraciones de Ni en soluciones naturales de horizontes superficiales de diferentes suelos variaron de 3 a 25 µg/l en los límites y en el centro de las áreas afectadas, respectivamente.

Garrels y Christ, (1965), describieron las especies iónicas del Ni en la solución del suelo como: Ni²⁺, NiOH⁺, HNiO₂ y Ni(OH)₃⁻, que son las que probablemente aparecen cuando el Ni no se encuentra completamente quelatado. Generalmente, la solubilidad del Ni en el suelo está inversamente relacionada con el pH del mismo. La adsorción de este elemento sobre los óxidos de Fe y Mn depende especialmente del pH, probablemente porque NiOH⁺ es preferencialmente adsorbido y también porque la carga superficial sobre los adsorbentes es afectada por el pH.

A escala mundial los suelos contienen Ni en un amplio rango de 0.2 a 450 mg/kg. La gran media del contenido de Ni para suelos de todo el mundo está calculada en 22 mg/kg, y 19 g/kgm ha sido reportada para suelos de E.U. (Shacklette *et al.*, 1984).

Se sabe que el Ni se acumula principalmente en las raíces y, a veces, en otras partes de las plantas. De los análisis de diversos tejidos se ha establecido que los niveles tóxicos de Ni para las plantas se encuentran en el intervalo de 25 a 200 mg/kg, variando los valores de acuerdo a las especies, edad del tejido y parte vegetal (Alloway *et al.*, 1991).

En la solución del suelo los niveles críticos están reportados en un rango de 0.3 a 0.5 mg/kg. Este elemento induce las deficiencias de Fe siendo el mecanismo tóxico más importante (Narwall, 1983).

Cataldo *et al.*, (1978), encontraron que la absorción de Ni por las raíces de soya y la translocación de Ni²⁺ de las raíces hacia los tallos eran inhibidos por la presencia de Cu²⁺, Zn²⁺ y Fe²⁺. Se cree que el exceso de Ni causa una deficiencia de Fe por inhibir la translocación del Fe desde las raíces a la parte superior.

La contaminación de suelos por Ni proviene principalmente de las emisiones de las industrias fundidoras, donde el Ni llega a depositarse, al igual que otros metales pesados, hasta distancias de 60 Km del punto de emisión y la utilización de agroquímicos que contienen este elemento. Los suelos de serpentinas, frecuentemente presentan elevados contenidos de Ni, Cr, Co y Mg. La forma más frecuente de eliminar los efectos tóxicos del Ni son: aumentar el pH del suelo y el encalado (Sing, 1984).

V.9. PLOMO.

La abundancia terrestre del Pb indica una tendencia de este elemento a concentrarse en las series ácidas de rocas magmáticas y en sedimentos arcillosos en los cuales las concentraciones comunes de Pb varían de 10 a 40 mg/kg, mientras que, en rocas ultramáficas y sedimentos calcáreos su rango es de 0.1 a 10 mg/kg.

El Pb tiene propiedades altamente calcófilas por lo que su principal estado mineral es la galena (PbS), que es la de mayor abundancia. El Pb forma un gran número de sulfuros, selenuros y silicatos; entre otros minerales se tiene a: la claustalita (PbSe), cerusita (PbCO₃), aglesita (PbSO₄), además del plomo nativo.

El Pb se encuentra en la naturaleza principalmente como Pb²⁺, aunque también se presenta en su estado de oxidación de Pb⁴⁺, formando otros minerales los cuales son muy insolubles en aguas naturales.

Durante el intemperismo, los sulfuros de Pb se oxidan lentamente y forman carbonatos los cuales se incorporan a los minerales arcillosos, en los óxidos de Fe y Mn, así como, en la materia orgánica. Las características geoquímicas del Pb²⁺ se asemejan a las del grupo de los alcalinotérreos, de esta manera, el Pb tiene la capacidad de reemplazar al K, Ba, Sr y al Ca, tanto en los minerales, como en los sitios de adsorción.

Los valores para el Pb en los horizontes superficiales de varios países varían de 3 a 189 mg/kg, mientras que, los valores medios para diferentes tipos de suelo varían de 10 a 67 mg/kg, con un valor promedio de 32 ppm. Podría establecerse como valor límite superior, a 70 mg/kg (Davis, 1978). Valores de más de 100 mg/kg reflejan probablemente un efecto contaminante (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Al destino antropogénico del Pb en los suelos, se le ha puesto mucha atención porque este metal es peligroso para el hombre y los animales mediante dos fuentes: por incorporación a la cadena alimentaria y por su inhalación.

El constante incremento de este elemento en los suelos superficiales, tanto agrícolas como no cultivados, han sido reportados para varios ecosistemas, llegando hasta un 2% en material de suelo seco (Hughes, 1980). La cantidad tóxica de Pb para las plantas no es fácil de evaluar, sin embargo, diferentes estudios han reportado concentraciones similares que tienen un rango entre 100 a 500 mg/kg (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Estudios realizados por varios autores entre ellos: Hildebrand, (1974); Olson *et al.*, 1975); Harmsen, (1977); Zimdahl y Hassett, (1977), reflejan que los principales contaminantes de Pb emitidos por fundidoras aparecen en formas minerales (por ejemplo PbS, PbO, PbSO₄ y PbO-PbSO₄), mientras que el Pb proveniente de automóviles está principalmente en forma de haluros (por ejemplo PbBr₂, PbBrCl, Pb(OH)Br y (PbO₂PbBr₂). Las partículas de Pb que salen de los escapes de los automóviles son inestables y se convierten fácilmente en óxidos, carbonatos y sulfatos. Los procesos de metilación de algunas especies de Pb son ya reacciones químicas y biológicas.

Aunque el Pb aparece de forma natural en todas las plantas, no se ha demostrado que juegue un papel esencial en su metabolismo.

Broyer *et al.*, (1972), consideraron que si el Pb es necesario para las plantas, una concentración de 2 a 6 ppb sería suficiente. Recientemente, el Pb ha recibido mucha atención como el principal contaminante químico del medio ambiente y como un elemento tóxico para las plantas.

La absorción del Pb por las raíces es pasiva y la velocidad de absorción se ve reducida por encalado y por baja temperatura. El Pb, si bien no es fácilmente soluble en el suelo, es absorbido principalmente por los pelos radiculares y es almacenado en grado considerable en las paredes celulares (Hughes *et al.*, 1980).

Los efectos subcelulares de Pb sobre los tejidos de las plantas están relacionados con una inhibición de la respiración y la fotosíntesis debido a la perturbación de las reacciones de transferencia electrónica. Se ha encontrado que estas reacciones son inhibidas por concentraciones de Pb tan bajas como 1 mg/kg en las mitocondrias del maíz (Zimdahl, 1977).

La gran variación de contenido de Pb en las plantas está influenciada por diversos factores ambientales, tales como la presencia de anomalías geoquímicas, contaminación, variación estacional y la capacidad de los genotipos para acumular Pb. Sin embargo, el elemento natural en plantas desarrolladas en áreas no contaminadas y no mineralizadas parecen ser bastante constantes, desde 0.001 a 10 mg/kg (peso seco), con promedio de 2 mg/kg (peso seco) (Cannon, 1976).

Los contenidos de Pb en partes comestibles de plantas crecidas en áreas no contaminadas varían de 0.001 a 0.08 mg/kg (peso fresco) y de 0.05 a 3.0 mg/kg (peso seco).

La bioacumulación más alta de Pb generalmente está reportada para vegetales frondosos (principalmente lechuga) cultivada en los alrededores de fundidoras de metales no ferrosos donde las plantas están expuestas a fuentes de Pb en suelo y aire. En estos sitios muy contaminados la lechuga puede contener hasta el 15% de Pb (peso seco) (Roberts *et al.*, 1974).

La interferencia de Pb con metales pesados ha sido reportada solo para Zn y Cd. El efecto estimulante del Pb sobre la absorción de Cd por las raíces de las plantas puede ser un efecto secundario de la perturbación del transporte transmembrana de los iones. El antagonismo Pb-Zn afecta adversamente el traslado de cada elemento desde las raíces hacia la parte superior.

La transferencia Pb-Ca es importante en el metabolismo ya que el Pb puede imitar el comportamiento fisiológico del Ca e inhibir así algunas enzimas. Los efectos benéficos del encalado en la reducción de la absorción de Pb por las raíces son gobernados por el tipo de suelo. En suelos donde se forman complejos orgánicos de Pb, los cationes de Ca^{2+} no limitan significativamente la disponibilidad del Pb (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

VI. CONTAMINACIÓN DEL AGUA.

El agua pura es un recurso renovable sin embargo, puede llegar a estar tan contaminada por las actividades humanas que ya no sea útil para muchos propósitos y sea nociva para los organismos vivos. La contaminación del agua es un problema local, regional y mundial, se relaciona con la contaminación del aire y con la forma en que usamos el recurso suelo.

Todas las aguas naturales contienen varios contaminantes que provienen de la erosión, la lixiviación y los procesos del intemperismo. A esta contaminación natural se le agrega aquella causada por las aguas residuales de origen doméstico o industrial, que se pueden eliminar de varias maneras, por ejemplo, en el mar, en el suelo, en estratos subterráneos o, más comúnmente, en aguas superficiales (Tebbutt, 1990).

Las fuentes antropogénicas de los metales pesados en aguas se encuentran asociadas principalmente con las minas de carbón y las aguas residuales municipales. La contaminación del agua por metales pesados es un factor importante entre los ciclos geoquímicos de estos elementos y la salud del medio ambiente. El

Broyer *et al.*, (1972), consideraron que si el Pb es necesario para las plantas, una concentración de 2 a 6 ppb sería suficiente. Recientemente, el Pb ha recibido mucha atención como el principal contaminante químico del medio ambiente y como un elemento tóxico para las plantas.

La absorción del Pb por las raíces es pasiva y la velocidad de absorción se ve reducida por encalado y por baja temperatura. El Pb, si bien no es fácilmente soluble en el suelo, es absorbido principalmente por los pelos radiculares y es almacenado en grado considerable en las paredes celulares (Hughes *et al.*, 1980).

Los efectos subcelulares de Pb sobre los tejidos de las plantas están relacionados con una inhibición de la respiración y la fotosíntesis debido a la perturbación de las reacciones de transferencia electrónica. Se ha encontrado que estas reacciones son inhibidas por concentraciones de Pb tan bajas como 1 mg/kg en las mitocondrias del maíz (Zimdahl, 1977).

La gran variación de contenido de Pb en las plantas está influenciada por diversos factores ambientales, tales como la presencia de anomalías geoquímicas, contaminación, variación estacional y la capacidad de los genotipos para acumular Pb. Sin embargo, el elemento natural en plantas desarrolladas en áreas no contaminadas y no mineralizadas parecen ser bastante constantes, desde 0.001 a 10 mg/kg (peso seco), con promedio de 2 mg/kg (peso seco) (Cannon, 1976).

Los contenidos de Pb en partes comestibles de plantas crecidas en áreas no contaminadas varían de 0.001 a 0.08 mg/kg (peso fresco) y de 0.05 a 3.0 mg/kg (peso seco).

La bioacumulación más alta de Pb generalmente está reportada para vegetales frondosos (principalmente lechuga) cultivada en los alrededores de fundidoras de metales no ferrosos donde las plantas están expuestas a fuentes de Pb en suelo y aire. En estos sitios muy contaminados la lechuga puede contener hasta el 15% de Pb (peso seco) (Roberts *et al.*, 1974).

La interferencia de Pb con metales pesados ha sido reportada solo para Zn y Cd. El efecto estimulante del Pb sobre la absorción de Cd por las raíces de las plantas puede ser un efecto secundario de la perturbación del transporte transmembrana de los iones. El antagonismo Pb-Zn afecta adversamente el traslado de cada elemento desde las raíces hacia la parte superior.

La transferencia Pb-Ca es importante en el metabolismo ya que el Pb puede imitar el comportamiento fisiológico del Ca e inhibir así algunas enzimas. Los efectos benéficos del encalado en la reducción de la absorción de Pb por las raíces son gobernados por el tipo de suelo. En suelos donde se forman complejos orgánicos de Pb, los cationes de Ca^{2+} no limitan significativamente la disponibilidad del Pb (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

VI. CONTAMINACIÓN DEL AGUA.

El agua pura es un recurso renovable sin embargo, puede llegar a estar tan contaminada por las actividades humanas que ya no sea útil para muchos propósitos y sea nociva para los organismos vivos. La contaminación del agua es un problema local, regional y mundial, se relaciona con la contaminación del aire y con la forma en que usamos el recurso suelo.

Todas las aguas naturales contienen varios contaminantes que provienen de la erosión, la lixiviación y los procesos del intemperismo. A esta contaminación natural se le agrega aquella causada por las aguas residuales de origen doméstico o industrial, que se pueden eliminar de varias maneras, por ejemplo, en el mar, en el suelo, en estratos subterráneos o, más comúnmente, en aguas superficiales (Tebbutt, 1990).

Las fuentes antropogénicas de los metales pesados en aguas se encuentran asociadas principalmente con las minas de carbón y las aguas residuales municipales. La contaminación del agua por metales pesados es un factor importante entre los ciclos geoquímicos de estos elementos y la salud del medio ambiente. El

ciclo hidrológico es el camino crucial en una cadena para detectar elementos de cambio en cada ecosistema como también en el ecosistema terrestre (Salomon *et al.*, 1984).

Cualquier cuerpo de agua es capaz de asimilar cierta cantidad de contaminantes sin efectos serios debido a los factores de dilución y autopurificación que están presentes. Si hay contaminación adicional, se altera la naturaleza del agua receptora y deja de ser adecuada para sus diferentes usos.

Los contaminantes se comportan de diferentes maneras cuando se agregan al agua. Los materiales no conservadores que incluyen a la mayoría de las sustancias orgánicas, algunas sustancias inorgánicas y muchos microorganismos, se degradan por los procesos naturales de autopurificación, de modo que sus concentraciones se reducen con el tiempo. El tiempo de descomposición de estos materiales depende de cada contaminante en particular, de la calidad del agua receptora, de la temperatura y otros factores ambientales. Los procesos naturales no afectan a muchas sustancias inorgánicas, por lo que las concentraciones de estos contaminantes sólo se pueden reducir por dilución.

De los contaminantes más importantes en el agua, se estudiarán los siguientes:

1. Compuestos tóxicos que causan la inhibición o destrucción de la actividad biológica del agua. La mayoría de estos materiales provienen de las descargas industriales e incluyen metales pesados que quedan como residuos, repelentes de polilla utilizados en la manufactura de textiles, herbicidas y plaguicidas, etc. Algunas especies de algas que liberan toxinas potentes, se han dado casos en los que el ganado muere después de beber agua con ese tipo de toxinas.
2. Materiales que afectan el balance de oxígeno en el agua. Estos pueden ser de diferente tipo:
 - a) Sustancias que consumen oxígeno, pueden ser materiales orgánicos que se oxidan bioquímicamente o agentes reductores inorgánicos.
 - b) Sustancias que entorpecen la transferencia de oxígeno a través de la interfase aire-agua. Los aceites y los detergentes pueden formar películas protectoras en la interfase, las que reducen la cantidad de transferencia de oxígeno y amplifican los efectos de sustancias que consumen oxígeno.
 - c) Contaminantes térmicos que alteran el balance de oxígeno debido a que la concentración de saturación de oxígeno disuelto se reduce con el aumento de temperatura.
3. Sólidos inertes en suspensión o disueltos que causan problemas a altas concentraciones. Ejemplo de esto son, los lavados de colín china, las descargas de agua salobre de las minas.

Entre otras fuentes puntuales de la contaminación del agua tenemos:

Nitratos y fosfatos solubles en agua que pueden ocasionar el crecimiento excesivo de algas y otras plantas acuáticas, que después mueren y se descomponen, agotando el oxígeno disuelto en el agua y dando muerte a los peces.

Sustancias químicas orgánicas, como petróleo, gasolina, plaguicidas, solventes limpiadores y muchos otros productos químicos hidrosolubles y no hidrosolubles.

Sedimentos o materia suspendida, y otros materiales sólidos inorgánicos y orgánicos. Las partículas suspendidas enturbian el agua, reducen la aptitud de algunos organismos para encontrar alimento, reducen la fotosíntesis de las plantas acuáticas y pueden servir de transporte de plaguicidas, bacterias y otras sustancias nocivas.

Sustancias radiactivas, radioisótopos hidrosolubles o capaces de ser amplificados biológicamente a concentraciones más altas conforme pasan a través de las cadenas alimentarias. La radiación ionizante de dichos isótopos puede causar defectos congénitos, cáncer y daño genético.

El calor, ingresos excesivos de agua caliente que provienen del enfriamiento de máquinas en plantas de energía eléctrica. El aumento resultante de la temperatura del agua, disminuye el contenido de oxígeno disuelto y hace a los organismos acuáticos más vulnerables a enfermedades, parásitos y sustancias químicas tóxicas.

Sin embargo se puede considerar que una de las mayores fuentes de contaminación del agua son los desechos de agua doméstica, efluentes industriales, escurrimiento de los suelos agrícolas, depositación atmosférica de contaminantes ambientales, infiltración de las operaciones de las minas y los rellenos sanitarios. Estas fuentes son descargadas a través de tuberías, acequias o alcantarillas a cuerpos de aguas superficiales

Debido a que estas fuentes se encuentran principalmente en áreas urbanas, se pueden identificar, monitorear y regular como es el caso de los países desarrollados, en donde muchas descargas industriales están estrictamente controladas; sin embargo, en los países subdesarrollados, dichas descargas no son controladas debidamente.

VI.1. CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA DEL AGUA.

Una característica de la mayoría de las aguas naturales es que contienen una amplia variedad de microorganismos que forman un sistema ecológico balanceado. Los tipos y cantidades de los microorganismos presentes están relacionados con la calidad del agua y otros factores ambientales, y la mayoría de las especies que se encuentran en el agua natural y en el agua residual son inocuas para el hombre. Sin embargo, ciertos microorganismos causan varias enfermedades y su presencia en el agua representa un problema de salud.

En los diferentes cuerpos de agua, se encuentra una gran variedad de microorganismos, de los cuales algunos son benéficos y colaboran en los procesos de autopurificación del agua y la presencia de algunos otros es el resultado de diferentes actividades humanas, y de excretas de animales. Los microorganismos que se encuentran en el aire y en el suelo tienen acceso relativamente fácil a cursos y depósitos de agua y la contaminación puede ser más o menos continua con intervalos irregulares. Por consiguiente, el aire y el suelo, en particular contribuyen considerablemente a la flora microbiana del agua (Tebbutt, 1990).

Entre los agentes patógenos más comunes se encuentran: las bacterias, virus, protozoarios y gusanos parásitos, que entran en el agua por medio del drenaje doméstico y los desechos animales. En los países subdesarrollados, son la mayor causa de enfermedad y defunción, causan la muerte prematura de unas 25,000 personas cada día, la mitad de ellas, niños menores de cinco años. Un buen indicador de la calidad de agua para beber o nadar es el número de bacterias coliformes presentes en una muestra de 100 ml de agua (Salomon, S y U. Förstner, 1984)

En muchas ciudades de nuestro país y del mundo entero, el uso de diversas sustancias con variados contenidos de materia orgánica es bien aceptado por los agricultores para enriquecer los suelos agrícolas. Las aguas residuales sin tratar tienen bacterias patógenas de las excreciones humanas son por supuesto, los microorganismos que salen del cuerpo por el intestino, o sea las que causan enfermedades entéricas. Las bacterias no se multiplican en el suelo pero su viabilidad puede ser muy prolongada, posiblemente de dos a tres meses.

Las bacterias enteropatógenas tienen su origen en individuos enfermos, y principalmente, en portadores asintomáticos, sin incluir a los hospederos no humanos.

A través de estudios realizados recientemente, se ha podido establecer que las parasitosis intestinales ocupan el tercer lugar como causa de morbilidad en la República Mexicana, y además son

responsables de un elevado índice de defunciones. De las parasitosis intestinales, la más frecuente en México es la amibiasis, que representa un problema de salud de considerables proporciones por la frecuencia de su aparición y por la severidad de sus manifestaciones clínicas (Fernández, 1981).

Para determinar la presencia de un género o especie particular de bacteria, es necesario observar cómo se comporta en un medio especial o en condiciones óptimas de incubación, o en ambos, y que sean adecuados únicamente para las bacterias que se investigan. Muchas enfermedades graves están relacionadas con la contaminación microbiológica del agua, contaminación que se debe en su mayoría a bacterias patógenas excretadas por gente que sufre o porta la enfermedad. Aún cuando es posible examinar el agua para detectar la presencia de un patógeno específico, una prueba más sensible emplea como organismo indicador la bacteria *Escherichia coli*, que es un habitante normal del intestino humano y que se excreta en grandes cantidades. Su presencia en el agua indica contaminación por excreta y la muestra se clasifica como potencialmente peligrosa pues también podrían estar presentes bacterias fecales patógenas.

Bacterias mesofílicas aerobias (B.M.A.)

En este grupo se encuentran los microorganismos, que son capaces de desarrollarse en un rango de temperatura de 20 - 40°C, como son bacilos, cocos, espiroquetas, formas intermedias, Gram positivos, Gram negativos, etc.

Coliformes totales (C.T.)

Son bacterias aerobias o facultativamente anaerobias, Gram positivas, no esporuladas, que fermentan lactosa con producción de gas dentro de las 48 horas de incubación a 35°C.

Los géneros que conforman el grupo coliforme son: *Escherichia coli*, *Enterobacter sp*, *Klebsiella sp* y *Citrobacter sp*. Estas se emplean en la determinación de la potabilidad del agua debido a que existen de manera constante en la materia fecal, sólo una pequeña proporción de las bacterias no son huéspedes normales del intestino, no se multiplican en aguas limpias o relativamente limpias, tienden a morir a un ritmo semejante al de las bacterias patógenas intestinales, cuando el agua se encuentra expuesta a contaminación fecal éstos microorganismos se presentan siempre en una proporción superior a la de las bacterias patógenas que pudieran estar presentes.

Coliformes fecales (C.F.)

Son un grupo de microorganismos más específicos que el de los coliformes totales, debido a su capacidad de fermentar lactosa con producción de gas a temperaturas elevadas de 44.5°C.

En el agua potable la presencia de coliformes fecales adquiere el mismo significado que los coliformes totales, es decir, indican también una contaminación fecal reciente.

VII. CARACTERÍSTICAS QUE DETERMINAN LA CALIDAD DEL AGUA DE RIEGO.

La calidad del agua de riego es un término que se utiliza para indicar la conveniencia o limitación del empleo del agua, para riego en cultivos agrícolas. Para determinarla se consideran las características químicas del agua, la tolerancia de los cultivos a las sales, las propiedades de los suelos, las condiciones de manejo de suelos y aguas y las condiciones climatológicas.

Aunque la calidad del agua no es una característica inherente de la misma, en algunos casos puede ser definida exclusivamente tomando en cuenta sus características químicas. En ocasiones los contenidos de sales son tan bajos, o tan altos, que con los resultados del análisis químico, podrá decidirse si el agua es buena o definitivamente no recomendable para el riego. Cuando los contenidos de sales no sean demasiado altos ni demasiado bajos, para definir la calidad del agua, se requerirá de información adicional sobre cultivos, suelos y condiciones de manejo de los mismos.

Criterios e índices de clasificación.

La clasificación hidrológica de las aguas, de acuerdo con su calidad, se realizó como lo indica el instructivo de Palacios y Aceves (1994).

Existen tres criterios principales para juzgar la conveniencia o limitación del empleo del agua con fines de riego en cultivos agrícolas. Estos criterios son: el contenido de sales solubles, el efecto probable del sodio sobre las características físicas de los suelos y el contenido de elementos tóxicos para las plantas. Para cada uno de estos criterios se cuenta con diferentes índices cuantitativos, los cuales se presentan en la Tabla 5.

1. Contenido de sales solubles. Las sales solubles, pueden ocasionar disminución en los rendimientos o pérdida total de las cosechas.

Se ha observado, que los contenidos de sales solubles en la mayoría de las aguas de riego no son lo suficientemente altos para producir daño a las plantas; sin embargo, el daño puede presentarse cuando la concentración de sales en el agua aumenta debido a la pérdida de humedad por evapotranspiración. Para medir el efecto de las sales solubles en el agua de riego se utilizaron los siguientes índices:
La conductividad eléctrica (CE). Se expresa en dS/m a 25°C.

Tabla 5. CRITERIOS E ÍNDICES DE CLASIFICACION DEL AGUA DE RIEGO		
CRITERIOS	ÍNDICES	ABREVIATURA
1.- Contenido de sales solubles	1.a) Conductividad eléctrica	CE
	1.b) Salinidad efectiva	SE
	1.c) Salinidad potencial	SP
2.- Efecto probable del sodio sobre las características físicas del suelo	2.a) Relación de adsorción de sodio	RAS
	2.b) Carbonato de sodio residual	CSR
	2.c) Porcentaje de sodio posible	PSP
3.- Contenido de elementos tóxicos para las plantas	3.a) Contenido de boro	B
	3.b) Contenido de cloruros	Cl

Salinidad efectiva (SE). Es una estimación más real del peligro que representan las sales solubles del agua de riego cuando pasan a formar parte de la solución del suelo.

El cálculo de la salinidad efectiva se realizó con la siguiente fórmula:

Si $Ca^{2+} < CO_3^{2-} + HCO_3^-$; pero $> CO_3^{2-} + HCO_3^-$; entonces:

$$SE = \text{Suma de cationes}^* - (CO_3^{2-} + HCO_3^-)$$

Los iones $CO_3^{2-} + HCO_3^-$ se expresan en cmol/kg

*Si la suma de cationes es menor que la de aniones, deberá emplearse la suma de aniones en lugar de la de cationes.

Salinidad potencial (SP). La salinidad potencial es un índice para estimar el peligro que representa la concentración de Cl^- y SO_4^{2-} en solución, es uno de los mejores estimadores del efecto de sales sobre las plantas. Este índice se calculó con la siguiente fórmula:

$$SP = Cl^- + 0.5(SO_4^{2-})$$

Los iones Cl^- y SO_4^{2-} se expresan en cmol/kg.

2. Efecto probable de sodio sobre las características físicas del suelo.

Para estimar este efecto se utilizaron los siguientes índices:

Relación de adsorción de sodio (RAS), es uno de los índices más difundidos para medir el peligro de sodificación que presenta el agua de riego. A mayor valor del RAS, mayor será el valor del PSP del suelo y un mayor peligro de sodificación del mismo. La RAS se calcula con la siguiente fórmula:

$$RAS = Na^+ / \sqrt{Ca^{2+} + Mg^{2+} / 2}$$

Los iones Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} se expresan en cmol/kg.

Carbonato de sodio residual (CSR).

Este índice se calculó con la siguiente fórmula:

$$CSR = (CO_3^{2-} + HCO_3^-) - (Ca^{2+} + Mg^{2+})$$

Los iones CO_3^{2-} , HCO_3^- , Ca^{2+} y Mg^{2+} se expresan en cmol/kg.

Cuando la diferencia es negativa, no existe el problema y el valor de CSR puede suponerse igual a cero.

Por ciento de sodio posible (PSP).

Este índice se calculó con la siguiente fórmula:

$$PSP = Na^+ / SE \times 100$$

El ion Na y la SE se expresan en cmol/kg

3. Contenido de elementos tóxicos para las plantas. Entre los elementos que contienen en solución las aguas de riego, existen algunos que, independientemente de los efectos anteriores, son tóxicos para éstas, aún en pequeñas cantidades. Los que más a menudo se presentan son: el boro, el ion cloruro, el litio y el sodio, aunque los efectos tóxicos de estos dos últimos no han sido suficientemente estudiados.

Contenido de (B). El boro es un microelemento indispensable para el buen desarrollo de las plantas; sin embargo, a muy bajas concentraciones, apenas superiores a las indispensables, empieza a ser tóxico para la mayoría de los cultivos.

Contenido de cloruros (Cl^-). Según han reportado varios investigadores, el ion cloruro es especialmente tóxico en árboles frutales, como cítricos y en algunos otros cultivos como la fresa.

Con base nada más en las características químicas del agua, se puede concluir si es buena o no recomendable para el riego; pero, si se requiere de información adicional sobre los cultivos, suelos y condiciones de manejo donde va a ser utilizada, en cuyo caso la calidad del agua quedará condicionada a estos factores.

En la determinación de la calidad del agua debe tenerse presente la siguiente observación de carácter general. Si no se tiene ninguna información previa sobre la calidad del agua de la fuente que se analiza y de sus variaciones en el tiempo, debe llevarse un control completo de todos los índices de clasificación, por lo menos durante un año.

La clasificación por los índices arriba mencionados se resumen en la Tabla 6.

Tabla 6. CLASIFICACIÓN DEL AGUA DE RIEGO DE ACUERDO A SUS ANÁLISIS QUÍMICOS EN cmol/kg.						
CLASE	SP	CSR	SE	SP	B	Cl
Buena	<3.0	<1.25	<3.0	<3.0	<0.30	<3.0
Condicionada	De 3 a 15	De 1.25 a 2.5	De 3.0 a 15.0	De 3.0 a 15.0	De 0.30 a 4.0	De 3.0 a 15.0
No recomendable	>15	>2.5	>15.0	>15.0	>4.0	>15.0

Una vez que se ha clasificado el agua de acuerdo a los índices anteriores, la conclusión sobre su calidad se realizó de acuerdo a la Tabla 7.

Tabla 7. BUENA.- EL AGUA SE CONSIDERA BUENA SI LOS ÍNDICES TIENEN LOS SIGUIENTES VALORES.	
Aguas con menos de 20 % de $CO_3^{2-} + HCO_3^-$	Aguas con más de 20 % de $CO_3^{2-} + HCO_3^-$
a) C1S1	a) $CE \times 10^6 < 250$ o $SE < 3$ cmol/kg
b) $SP < 3$ cmol/kg	b) $SP < 3$ cmol/kg
c) $CSR < 1.25$ cmol/kg	c) $CSR < 1.25$ cmol/kg
d) $B < 0.3$ ppm	d) $PSP < 50$ %
e) $Cl < 1$ cmol/kg *	e) $B < 0.3$ ppm
	f) $Cl < 1$ cmol/kg

*El índice Cl sólo se empleará si se tienen cultivos sensibles cuyas tolerancias se conozcan.

Estas aguas pueden ser utilizadas para el riego de la gran mayoría de los cultivos, en la generalidad de los suelos, con el mínimo de cuidados en el manejo de suelos y aguas.

Quando el agua se considera **no recomendable** no deben ser empleadas directamente y de manera permanente en el riego de la mayoría de los suelos y cultivos bajo las prácticas usuales de manejo; a menos que sean mezcladas con otras de mejor calidad, de manera que los índices de la mezcla no rebasen los valores señalados que se observan en la Tabla 8. *Sólo en casos muy especiales podrá permitirse el empleo de estas aguas; por ejemplo, aplicación esporádica para cultivos muy tolerantes, con aplicación de fuertes láminas de sobre riego, con buenas condiciones de drenaje, aplicación de mejoradores, tanto al agua como al suelo, etc.*

Tabla 8. NO RECOMENDABLES.- EL AGUA SE CONSIDERA NO RECOMENDABLE SI UNO O MÁS ÍNDICES REBASAN LOS VALORES SIGUIENTES.	
Aguas con menos de 20 % de $CO_3^{2-} + HCO_3^-$	Aguas con más de 20 % de $CO_3^{2-} + HCO_3^-$
a) C4S1 y/o C1S4 (I=1, 2, 3 4); y/o	a) $SE > 15$ cmol/kg; y/o
b) $SP > 15$ cmol/kg; y/o	b) $SP > 15$ cmol/kg; y/o
c) $CSR > 2.5$ cmol/kg; y/o	c) $CSR > 2.5$ cmol/kg; y/o
d) $B > 4.0$ ppm; y/o	d) $B > 4.0$ ppm
e) $Cl > 5$ cmol/kg *	e) $Cl > 5$ cmol/kg

*El índice Cl sólo se empleará si se tienen cultivos sensibles cuyas tolerancias se conozcan

Condicionada.- Quando los valores de los índices estén comprendidos entre los extremos señalados, la calidad del agua no puede ser definida con base exclusivamente en sus características

químicas; sino que se requiere información adicional sobre cultivos y suelos en los que va a ser empleada, así como sobre las condiciones de manejo del suelo y agua, y condiciones climatológicas. Estas condiciones pueden referirse a una parcela específica, o a las condiciones dominantes de una zona de riego. Definidas estas condiciones, de acuerdo con la tolerancia del cultivo, la permeabilidad y condiciones de drenaje del suelo, etc. Podrá finalmente decidirse si el agua es **buena** o **no recomendable** para el riego en esas condiciones.

VIII. TOXICIDAD DE PLANTAS POR METALES PESADOS.

Las plantas pueden acumular elementos traza, especialmente metales pesados, dentro de sus tejidos debido a su gran habilidad de adaptación a las variaciones químicas del medio ambiente, de esta forma las plantas funcionan como reservorios intermedios, entre el suelo, agua y aire, y trasladan a los metales pesados a los animales y al hombre. El efecto fisiológico de estos metales está en función de su esenciabilidad para su crecimiento aunque pueden presentar efectos tóxicos sobre las células cuando existen en concentraciones elevadas.

Los metales pesados esenciales para las plantas son aquellos que no pueden ser sustituidos por otros en sus funciones bioquímicas específicas y que tienen una influencia directa sobre el organismo, pueden evitar el crecimiento o no completar algún ciclo metabólico; estos metales necesarios indispensables se requieren en bajas concentraciones del rango de $\mu\text{g}/\text{kg}$ o ng/kg .

Los rangos de concentraciones de los metales pesados y su clasificación en tejidos de hojas maduras se observan en la Tabla 9, estos son datos aproximados y pueden diferir ampliamente para sistemas particulares suelo-planta. Es necesario recalcar que los rangos de concentraciones de los metales pesados requeridos por las plantas son frecuentemente bajos con respecto a los requeridos para el metabolismo de las mismas. No es fácil de esta forma hacer una división clara entre las cantidades suficientes o excesivas de metales pesados en plantas.

Se debe poner especial atención a los metales pesados distribuidos dentro de los tejidos vegetales, porque la forma en que se encuentran éstos en la planta, aparentemente, tiene un papel decisivo en su transferencia a otros organismos.

Ernst y Leloup, (1987), recomiendan a la ortiga en comparación a otras hierbas perennes como el mejor biomonitor para metales pesados, especialmente para Fe.

Elemento	Suficiente o normal en plantas ⁽¹⁾	Excesivas o tóxicas en plantas ⁽¹⁾	Tolerables en cultivos agrícolas ⁽²⁾
Cd	0.05-0.2	5-30	3
Co	0.02-1	15-50	5
Cr	0.1-0.5	5-30	2
Cu	5-30	20-100	50
Mn	30-300	400-1000	300
Ni	0.1-5	10-100	50
Pb	5-10	30-300	10
Zn	27-150	100-400	300

⁽¹⁾Datos de concentraciones excesivas o tóxicas en plantas (Kabata Pendias y Pendias, 1992).

⁽²⁾Datos de (Macnicol, R. D. *et al.*, 1985)

químicas; sino que se requiere información adicional sobre cultivos y suelos en los que va a ser empleada, así como sobre las condiciones de manejo del suelo y agua, y condiciones climatológicas. Estas condiciones pueden referirse a una parcela específica, o a las condiciones dominantes de una zona de riego. Definidas estas condiciones, de acuerdo con la tolerancia del cultivo, la permeabilidad y condiciones de drenaje del suelo, etc. Podrá finalmente decidirse si el agua es **buena** o **no recomendable** para el riego en esas condiciones.

VIII. TOXICIDAD DE PLANTAS POR METALES PESADOS.

Las plantas pueden acumular elementos traza, especialmente metales pesados, dentro de sus tejidos debido a su gran habilidad de adaptación a las variaciones químicas del medio ambiente, de esta forma las plantas funcionan como reservorios intermedios, entre el suelo, agua y aire, y trasladan a los metales pesados a los animales y al hombre. El efecto fisiológico de estos metales está en función de su esenciabilidad para su crecimiento aunque pueden presentar efectos tóxicos sobre las células cuando existen en concentraciones elevadas.

Los metales pesados esenciales para las plantas son aquellos que no pueden ser sustituidos por otros en sus funciones bioquímicas específicas y que tienen una influencia directa sobre el organismo, pueden evitar el crecimiento o no completar algún ciclo metabólico; estos metales necesarios indispensables se requieren en bajas concentraciones del rango de $\mu\text{g}/\text{kg}$ o ng/kg .

Los rangos de concentraciones de los metales pesados y su clasificación en tejidos de hojas maduras se observan en la Tabla 9, estos son datos aproximados y pueden diferir ampliamente para sistemas particulares suelo-planta. Es necesario recalcar que los rangos de concentraciones de los metales pesados requeridos por las plantas son frecuentemente bajos con respecto a los requeridos para el metabolismo de las mismas. No es fácil de esta forma hacer una división clara entre las cantidades suficientes o excesivas de metales pesados en plantas.

Se debe poner especial atención a los metales pesados distribuidos dentro de los tejidos vegetales, porque la forma en que se encuentran éstos en la planta, aparentemente, tiene un papel decisivo en su transferencia a otros organismos.

Ernst y Leloup, (1987), recomiendan a la ortiga en comparación a otras hierbas perennes como el mejor biomonitor para metales pesados, especialmente para Fe.

Elemento	Suficiente o normal en plantas ⁽¹⁾	Excesivas o tóxicas en plantas ⁽¹⁾	Tolerables en cultivos agrícolas ⁽²⁾
Cd	0.05-0.2	5-30	3
Co	0.02-1	15-50	5
Cr	0.1-0.5	5-30	2
Cu	5-30	20-100	50
Mn	30-300	400-1000	300
Ni	0.1-5	10-100	50
Pb	5-10	30-300	10
Zn	27-150	100-400	300

⁽¹⁾Datos de concentraciones excesivas o tóxicas en plantas (Kabata Pendias y Pendias, 1992).

⁽²⁾Datos de (Macnicol, R. D. *et al.*, 1985)

IX. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO.

IX.1. LOCALIZACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO.

La zona de estudio se ubica en los Municipios de Atlixco y Huaquechula, del Estado de Puebla, Figura 1. Los cultivos son regados con aguas del río Cantarranas, agua de pozo y aguas residuales del río Nexapa, efluente del río Atoyac el cual está constituido por aguas residuales provenientes de la ciudad de Puebla.

El Municipio de Atlixco geográficamente se localiza en la parte centro-oeste del Estado. En los $18^{\circ}49'30''$ y $18^{\circ}58'30''$ de latitud norte y los $98^{\circ}18'24''$ y $98^{\circ}33'36''$ de longitud occidental. Tiene una superficie de 229.22 km^2 . La zona de estudio comprende las comunidades de El León, La Libertad, San Lorenzo y Santa Ana Coatepec.

El Municipio de Huaquechula se localiza en la parte oeste del Estado de Puebla. En los $18^{\circ}40'06''$ y $18^{\circ}51'48''$ de latitud norte, y los $98^{\circ}21'18''$ y $98^{\circ}39'36''$ de longitud occidental. Tiene una superficie de 223.25 km^2 . La zona de estudio comprende las comunidades de San Feliz Tlayehuaco, Canoa, San Juan Huiluco, Mártir Cuauhtémoc y San Juan Bautista.

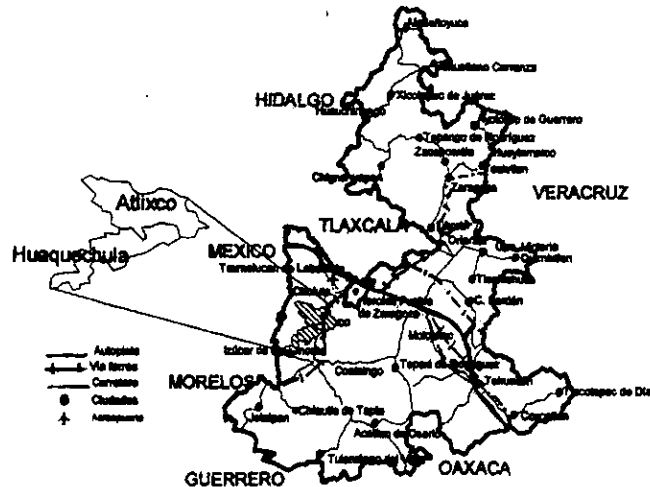


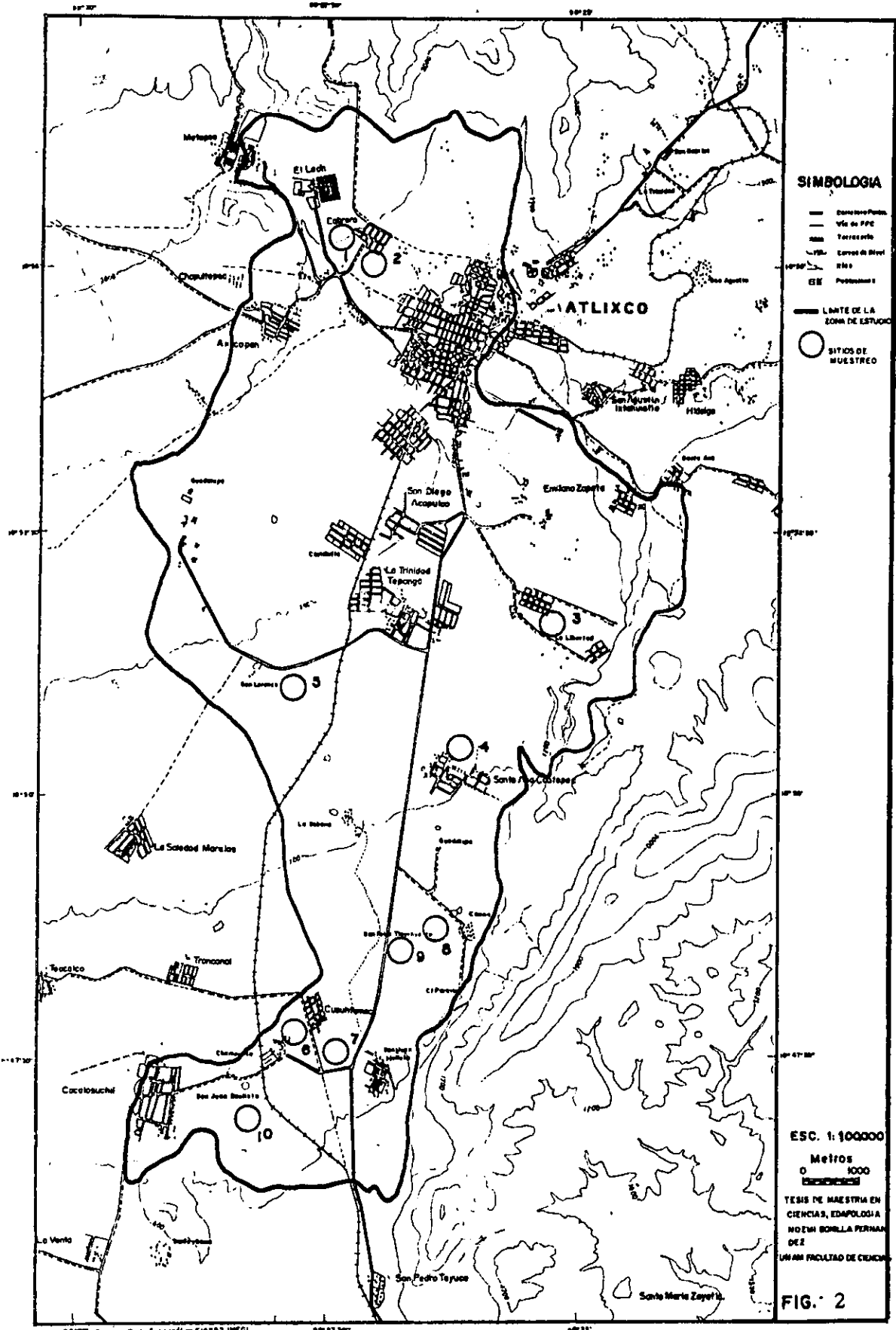
Figura 1.

IX.2. FISIOGRAFÍA.

Dos principales estructuras caracterizan a la zona, el volcán Popocatepetl, cuya influencia se manifiesta hasta la parte central de la zona de estudio y un antiguo relieve del levantamiento originado por el volcanismo. La zona más alta es de 4000 msnm ; en la parte central de 2200 msnm y una altitud media de 1850 msnm . Geomorfológicamente el área se clasifica en sierra, lomerios y valles. La topografía es escarpada, ondulada y plana. Al noroeste se encuentra la Sierra, existiendo pendientes de más del 15%. Al suroeste se localiza la prolongación del Tenzo, con una serie de cerros representada por Texistle (2160 msnm), Mecate (2040 msnm), Cuatizotle (1940 msnm) y Zoapiltepec (2380 msnm) (INEGI a, 1990).

Al sur y centro, se localizan los cerros de San Miguel (1980 msnm) y El Gordo (1720 msnm) en donde se encuentran pendientes del 2 al 15% también se ubican las partes planas con pendientes de menos del 2% y corresponde a la zona de riego del valle de Atlixco y de Huaquechula, como se observa en la Figura 2.

MAPA TOPOGRAFICO



IX.3. HIDROLOGÍA.

La zona de estudio se ubica en la cuenca del río Balsas, específicamente en la subcuenca del río Nexapa, pertenece a la Región Hidrológica No. 7 del río Atoyac. El río Nexapa tiene su parteaguas el Popocatepetl y la prolongación del Tenzo, el cual se forma por la unión de los ríos Huilapa y Xalapexco, los cuales nacen en Texmelucan, estas corrientes recorren los escurrimientos resultantes de los deshielos del volcán a partir de marzo, el río Nexapa corre hacia el sur de Atlixco, recibiendo los ríos y arroyos tributarios de la Barranca de la Leona, del Cuescomate o el Carmen, del Cantarranas, del Ahuisoc, río Matadero, río Atila o Huitzilac y del río Ahuehuevo. Cabe hacer notar que también el río Nexapa conduce aguas residuales que se derivan de la Presa Echeverría del río Atoyac, aguas arriba de la Presa Valsequillo. Con relación a manantiales, los más importantes son: el de Axocopan, el ojo de Agua de la Colonia Agrícola, los de San Baltazar Atlimeyaya, los 11 de Tochimilco, el de Cuescomate y los Ahuehuetes (SARH-CP, 1986)

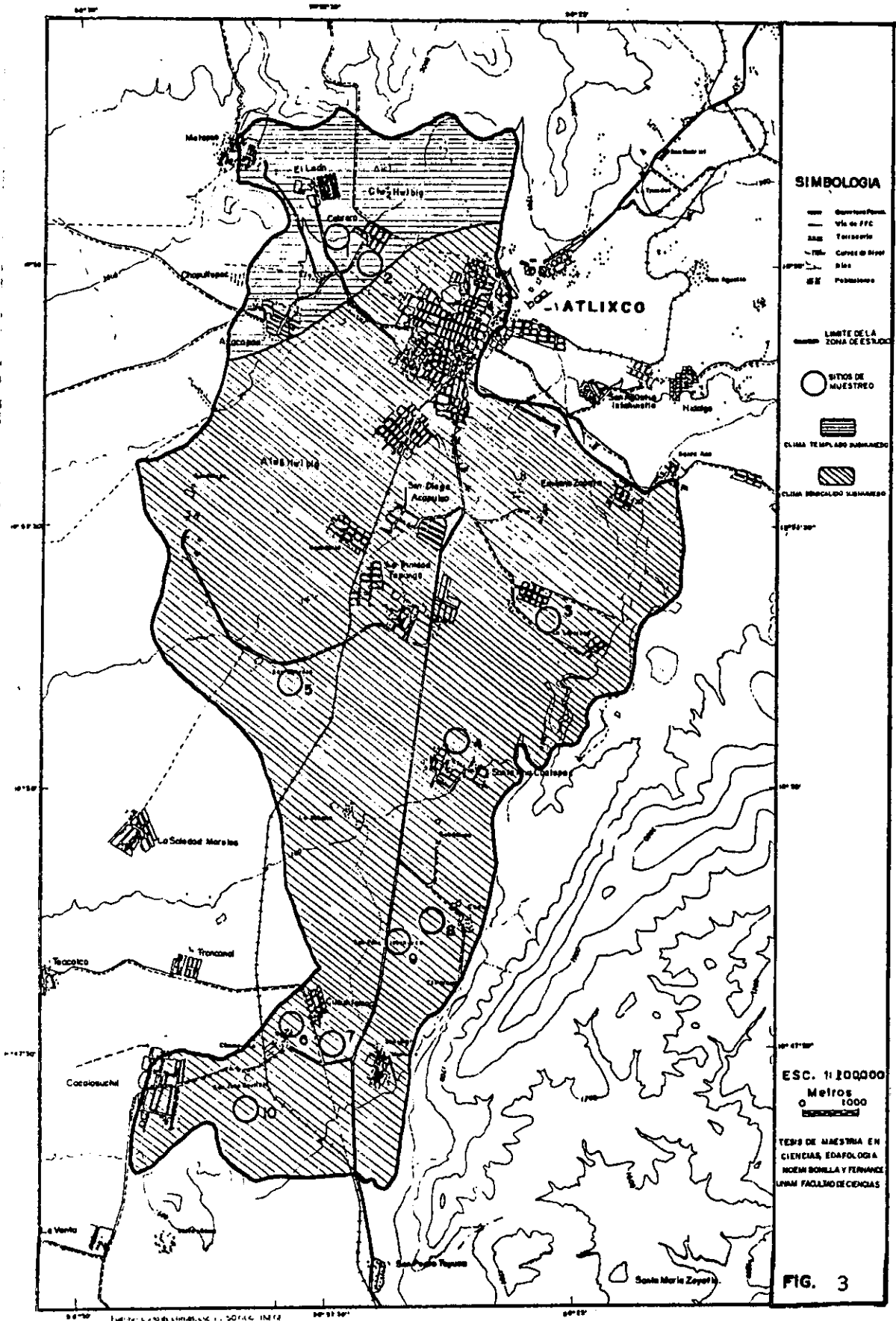
IX.4. CLIMAS.

El tipo de clima que se localiza al noroeste y norte de la zona de estudio, se representa por $C(w''_2)(w)_{big}$, el cual pertenece al grupo de los templados subhúmedos, con lluvias en verano, una temperatura media anual entre 12 y 18°C, con una relación de precipitación total en milímetros a la temperatura media anual en °C (P/T) mayor de 55.3, un porcentaje de lluvia invernal menor de 5% de la anual, la precipitación del mes más seco es menor de 40 mm; el verano es fresco largo, con la temperatura media del mes más caliente entre 6.5 y 22°C, la cual ocurre antes de junio (temperatura tipo Ganges) y la del mes más frío entre -3 y 18°C; además la oscilación de las temperaturas medias mensuales es menor de 5°C.

Al sur del área de estudio, se ubica el clima $A(w''_0)(w)_{big}$, el cual es el más seco de los cálidos subhúmedos con lluvias en verano, con un cociente P/T de 43.2; una precipitación del mes más seco menor de 60 mm, con una temperatura media anual entre 22 y 26°C, del mes más frío mayor de 18°C, el mes más caliente ocurre antes de junio, un porcentaje de lluvia invernal menor de 5% de la anual y la oscilación de las temperaturas medias mensuales es menor de 5°C. En esta zona se localiza la estación metereológica Huaquechula, la cual si cumple con las características de este clima. Figura 3.

Entre este clima $A(w''_0)(w)$ y el semicálido $A(C)(w_1)(w)$ se debe localizar (no reportado por la bibliografía) el clima de transición $(A)C(w''_0)(w)$ con tendencia al cálido, que abarca un área entre Champusco y Huaquechula, dentro de la cual no se localiza ninguna estación metereológica (anteriormente se hallaba una estación metereológica en Champusco, la cual se eliminó desconociéndose las causas) (SARH-CP, 1986).

MAPA DE CLIMAS



IX.5. GEOLOGÍA.

En Atlixco la geología presenta: Aluviones del Terciario Superior de la Era Cenozoica y bastas asociaciones de materiales Igneos de naturaleza Toba Basáltica imbricada con Basaltos del Cuaternario Cenozoico. Al sur las Tobas se mezclan con Brechas Volcánicas Basálticas de la misma edad. Finalmente, existen Bloques Basálticos de textura Porfirica. INEGI, 1983.

En el Municipio de Huaquechula la geología es un mosaico de materiales ígneos y sedimentarios se tiene la presencia de Tobas Básicas y Brechas Volcánicas Básicas del periodo Cuaternario de la Era Cenozoica. Materiales sedimentarios e ígneos del periodo terciario de la misma Era Cenozoica están representados por Andesitas y Brechas Volcánicas Intermedias y materiales sedimentarios del tipo Aluvial, Conglomerado Limolita-Arenisca y Yeso.

La Era Mesosoica registra presencia de Calizas del Cretásico. INEGI, 1983

IX.6. SUELOS.

De acuerdo con la carta de suelos de Puebla, elaborada por SSP, (1983), los suelos de la zona de estudio son los que a continuación se describen:

Regosoles eútricos (Re).

Los Regosoles Eutricos (Re), son los suelos de mayor distribución en la entidad, están ubicados en las sierras de la Cordillera Costera del Sur y Carso Huasteco, su origen es residual y coluvial. Son suelos muy parecidos al material del que se originan, su color es gris pardo o pardo amarillento, la textura que presentan es fina, media y gruesa, son moderadamente ácidos. Su saturación de bases va de alta a muy alta, la cantidad de calcio, magnesio y potasio intercambiables es de moderada a alta, de baja a moderada y baja respectivamente.

Litsoles (I).

Se encuentran en las laderas de las sierras y frecuentemente afloran los tepetates. Son suelos someros de fertilidad media, presentan textura gravosa, debido al material pumítico que descansa sobre un estrato de textura arcillosa, se les encuentra al noroeste y suroeste de la zona, mezclados con Fluvisoles.

Feozems (H).

Estos suelos ocupan el segundo lugar en cuanto a la superficie que abarcan, se distribuyen en las mesetas y las llanuras de porción centro y noroeste de la entidad, en la provincia del Eje Neovolcánico, donde son profundos; mientras que en el suroeste, sobre las sierras son más someros, pues están limitados por una fase lítica. Algunas de las características que presentan son: colores pardo oscuros o gris en la parte superficial y cambian a pardo amarillento o pardo rojizo a medida que aumenta la profundidad.

Feozem háplicos (Hh).

Son los más representativos en la entidad. Se caracterizan por una capa superficial oscura, suave, rica en materia orgánica y nutrientes, se ubican en lugares planos hasta montañosos, las texturas dominantes son franco o franco arenosos, en lugares planos son profundos y se utilizan en la agricultura de riego y temporal; en las laderas, son menos profundos y tienen sedimentos bajos, se erosionan con mucha facilidad, encontrándose mezclados con fluvisoles eútricos del sur y centro de la zona.

Cambisoles eútricos, vértico y dístrico (Be, Bv y Bd).

La mayoría de los Cambisoles que se encuentran en la entidad pertenecen a la subunidad de los eútricos. Estos se localizan en las laderas de las sierras ubicadas en el norte del estado y en algunas llanuras y lomeríos del centro. Estos suelos por ser jóvenes y poco desarrollados, se presentan en cualquier clima, menos en las zonas áridas. Se caracterizan por presentar en el subsuelo una capa con terrones, además pueden presentar acumulación de algunos materiales como arcilla, carbonato de calcio, etc. algunos son suelos muy delgados que están colocados directamente encima de un tepetate (fase dúrica).

Los Cambisoles eútricos son fértiles y proporcionan rendimientos de moderados a altos, puesto que son aceptables bajo condiciones de riego, se localizan al oeste de la zona de estudio mezclados con Cambisoles vérticos, y al suroeste mezclados con Regosoles.

Los Cambisoles dístricos se caracterizan por ser suelos muy ácidos y pobres en nutrientes, se localizan al norte de la zona de estudio mezclados con andosoles.

Litosoles (1).

Se localizan principalmente en las sierras del centro-sureste de la entidad, encontrándose en asociación con otros suelos de mayor profundidad, como Rendzinas, Regosoles y Feozem. Son suelos extremadamente delgados, menores de 10 cm de profundidad, su empleo agrícola se encuentra condicionado a la presencia de suficiente agua, existiendo peligro de erosión. En la zona de estudio se encuentran al suroeste y en la prolongación del Tenzo, mezclados con Andosoles y Rendzinas.

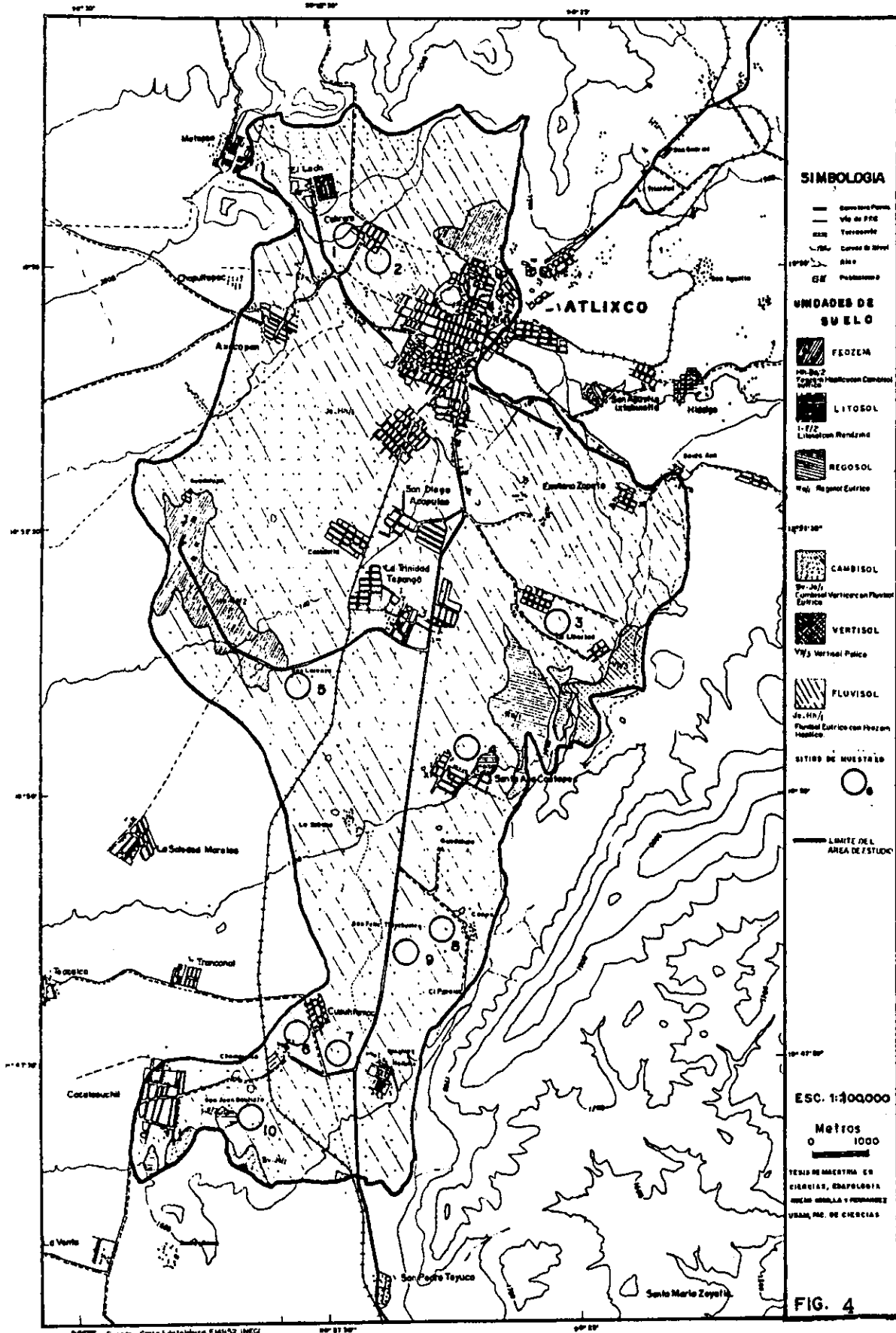
Fluvisoles eútricos (Je).

Son suelos profundos originados por la acumulación de material aluvial de depositación reciente, en general carecen de horizontes de diagnóstico. Tienen bajo nivel de fertilidad, textura predominantemente media y ligeramente arcillosos. Se localizan en la parte central de la zona de estudio, cercanos a los afluentes del Río Nexapa.

Vertisoles (V).

Son suelos que se originaron de areniscas, calizas e ígneas básicas, las cuales al intemperizarse forman materiales moderadamente finos (franco arcillosos o arcillo arenosos) o muy finos (arcillas), que confieren una textura arcillosa a los suelos, El color que presentan es gris oscuro en los Vertisoles pélicos y pardo en los Vertisoles crómicos. Son de ligero a moderadamente alcalinos, tienen una capacidad de intercambio catiónico alta o muy alta y están completamente saturados con cantidades muy altas de calcio, de altas a muy altas de magnesio y de bajas a moderadas de potasio. Dichas características les proporcionan una alta fertilidad; sin embargo, su utilización en las actividades agropecuarias se ve limitada, por su alto contenido de arcillas expandibles, Figura 4.

MAPA EDAFOLOGICO



IX.7. VEGETACIÓN.

En la zona de estudio, se localizan diferentes usos del suelo y tipos de vegetación como son los cultivos anuales de riego y temporal, bosques de pino, oyamel y encino, selva baja caducifolia, palmar matorral inerme y espinoso y pastizal inducido.

Bosque de pino y encino. Comunidades que alcanzan los 30 y 80 m de altura en climas templados subhúmedos, existiendo una tala inmoderada de este bosque, el cual es reemplazado por especies arbustivas o bien se establecieron huertos y cultivos anuales de temporal, este bosque se localiza al noroeste de la zona de estudio. Las especies más importantes son: *Quercus castanea* (encino) *Quercus sp.*, *Quercus deserticola*, *Quercus rugosa*, *Pinus leiophylla*, etc. y material arbustivo como *Verselina virgata*, *Calliandra grandiflora*, etc y herbáceas como *Stevia sp.*, *Verbesina virgata*, etc.

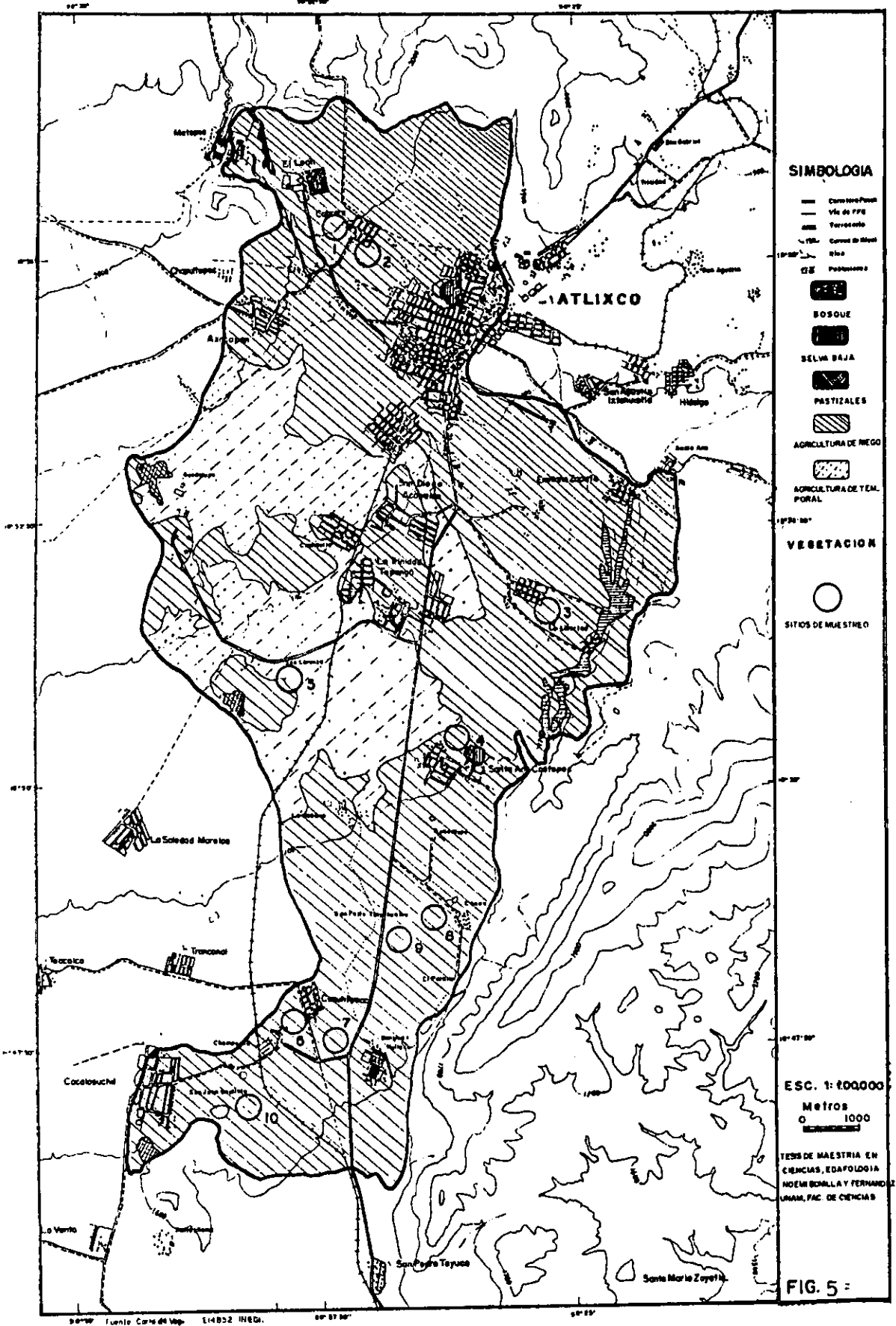
Selva baja caducifolia. Es una comunidad que alcanza los 3 a 5 m, se desarrolla en climas cálidos y subcálidos semisecos, la mayoría de los individuos tiran sus hojas (75-100%), las especies más importantes en el estrato superior son de *Bursera galeottina* (copalillo), *Ceiba aesculifolia* (pochote), *Ceiba spp.*, *Agave spp.*, *Leucaena esculeta*.

Dentro del estrato inferior tenemos la *Yucca elephantipes*, *Brahena dulcis* (palma) y *Agave spp.* En algunas zonas domina el palmar a causa del disturbio y quemas frecuentes del estrato superior, también da lugar a la predominancia de manchones de matorrales inermes y espinosos sobre las laderas. Se localizan al sureste, este y suroeste de la zona de estudio.

Pastizal inducido. Este surge en forma espontánea al eliminarse la vegetación nativa a causa del desmonte y del abandono del área agrícola.

Las especies más importantes son *Quercus spp* muy aislados con *Aristida barbata* (tres barbas), que se localizan en las áreas rocosas y en las cañadas, por la tala inmoderada del encino para carbón. En la selva baja caducifolia se tiene *Boutelowa hirsuta*, *Paspalum acuminatum*, *Boutelowa ramosa* (navajitas), etc. que dominan por el disturbio de la selva, se localizan al sur y sureste (SARH-CP, 1986), Figura 5.

MAPA DE VEGETACION



IX.8. ASPECTOS SOCIOECONÓMICOS.

El área de influencia del CADER Atlixco, es un conjunto geográfico y social integrado por seis municipios del estado de Puebla, que se localizan alrededor de la ciudad de Atlixco, una de las más importantes del Estado. Esta zona, tuvo una definición inicial en 1977, cuando se crean los distritos de temporal, estableciéndose una Unidad Operativa que abarca cuatro municipios y que funciona como tal hasta 1984, en que se anexó el municipio de Huaquechula, como resultado de un proceso interno de la SARH.

Posteriormente, en 1985, con otro proceso de reorganización, la Unidad Operativa se transformó en Centro de Apoyo y su área de trabajo ha quedado establecida en los municipios de Atlixco, Tochimilco, Tianguismanalco, Santa Isabel Cholula, Huaquechula y San Gregorio Atzompa.

La población total del CADER Atlixco, en 1990, era de 168,846 habitantes que representan el 4.09% del total estatal con una densidad de población de 178 hab/ km² y una tasa de crecimiento demográfico de 2.2% en el período de 1980 a 1990, un poco menor que la estatal de 2.8%. En Atlixco y Huaquechula, se concentra casi el 78% del total de la población, siendo sobresaliente la importancia del municipio de Atlixco, donde se localiza el centro urbano más importante del área y donde también se tiene la mayor densidad de población (INEGI, 1995).

En el estado de Puebla existe un total de 337,495 unidades de producción rurales con superficie agrícola, la cual asciende a 1,119.056 ha. De ésta, 124,756 ha (11 %) son de riego y 994,300 ha (88.9 %), son de temporal.

Atlixco y Huaquechula son de los municipios que cuentan con más de cuatro mil unidades de producción rurales (INEGI, 1991). Ambos cuentan con una superficie de unidades de producción rurales con actividad agropecuaria o forestal de 9,162 a 15,104 ha. Atlixco es uno de los cinco municipios con mayor proporción de superficie de riego, en relación con su superficie agrícola, aproximadamente el 40 % que en conjunto con otros cuatro municipios poseen una quinta parte de la superficie de riego estatal.

X. MATERIALES Y MÉTODOS.

La evaluación del nivel de contaminación en suelos, agua y plantas por metales pesados se realizó durante el año de 1994, para el suelo se realizó un muestreo y dos para la planta, en los sitios seleccionados como más representativos en la zona de estudio los cuales se observan en la Figura 2. Las muestras tomadas fueron estabilizadas, almacenadas y procesadas de acuerdo a los criterios específicos para cada tipo de muestra.

X.1. MUESTREO DE SUELO.

Apoyados en las cartas topográfica, edafológica y la de uso de suelo y vegetación (escala 1 : 50,000 INEGI, 1990) y en los recorridos de campo, se seleccionaron diez sitios de muestreo; en cada sitio se tomaron 16 submuestras de suelo de 2 kg a profundidad de 0-20 cm; de acuerdo al muestreo sistemático. En el laboratorio las submuestras fueron secadas al aire, homogenizadas y tamizadas con tamiz de acero inoxidable de 2 mm de abertura. De cada submuestra se tomaron 200 g siguiendo el método del cuarteo y se constituyó una muestra compuesta de aproximadamente 1 kg. Este procedimiento se utilizó en cada uno de los sitios de muestreo, se obtuvieron entonces 10 muestras compuestas.

IX.8. ASPECTOS SOCIOECONÓMICOS.

El área de influencia del CADER Atlixco, es un conjunto geográfico y social integrado por seis municipios del estado de Puebla, que se localizan alrededor de la ciudad de Atlixco, una de las más importantes del Estado. Esta zona, tuvo una definición inicial en 1977, cuando se crean los distritos de temporal, estableciéndose una Unidad Operativa que abarca cuatro municipios y que funciona como tal hasta 1984, en que se anexó el municipio de Huaquechula, como resultado de un proceso interno de la SARH.

Posteriormente, en 1985, con otro proceso de reorganización, la Unidad Operativa se transformó en Centro de Apoyo y su área de trabajo ha quedado establecida en los municipios de Atlixco, Tochimilco, Tianguismanalco, Santa Isabel Cholula, Huaquechula y San Gregorio Atzompa.

La población total del CADER Atlixco, en 1990, era de 168,846 habitantes que representan el 4.09% del total estatal con una densidad de población de 178 hab/ km² y una tasa de crecimiento demográfico de 2.2% en el período de 1980 a 1990, un poco menor que la estatal de 2.8%. En Atlixco y Huaquechula, se concentra casi el 78% del total de la población, siendo sobresaliente la importancia del municipio de Atlixco, donde se localiza el centro urbano más importante del área y donde también se tiene la mayor densidad de población (INEGI, 1995).

En el estado de Puebla existe un total de 337,495 unidades de producción rurales con superficie agrícola, la cual asciende a 1,119.056 ha. De ésta, 124,756 ha (11 %) son de riego y 994,300 ha (88.9 %), son de temporal.

Atlixco y Huaquechula son de los municipios que cuentan con más de cuatro mil unidades de producción rurales (INEGI, 1991). Ambos cuentan con una superficie de unidades de producción rurales con actividad agropecuaria o forestal de 9,162 a 15,104 ha. Atlixco es uno de los cinco municipios con mayor proporción de superficie de riego, en relación con su superficie agrícola, aproximadamente el 40 % que en conjunto con otros cuatro municipios poseen una quinta parte de la superficie de riego estatal.

X. MATERIALES Y MÉTODOS.

La evaluación del nivel de contaminación en suelos, agua y plantas por metales pesados se realizó durante el año de 1994, para el suelo se realizó un muestreo y dos para la planta, en los sitios seleccionados como más representativos en la zona de estudio los cuales se observan en la Figura 2. Las muestras tomadas fueron estabilizadas, almacenadas y procesadas de acuerdo a los criterios específicos para cada tipo de muestra.

X.1. MUESTREO DE SUELO.

Apoyados en las cartas topográfica, edafológica y la de uso de suelo y vegetación (escala 1 : 50,000 INEGI, 1990) y en los recorridos de campo, se seleccionaron diez sitios de muestreo; en cada sitio se tomaron 16 submuestras de suelo de 2 kg a profundidad de 0-20 cm; de acuerdo al muestreo sistemático. En el laboratorio las submuestras fueron secadas al aire, homogenizadas y tamizadas con tamiz de acero inoxidable de 2 mm de abertura. De cada submuestra se tomaron 200 g siguiendo el método del cuarteo y se constituyó una muestra compuesta de aproximadamente 1 kg. Este procedimiento se utilizó en cada uno de los sitios de muestreo, se obtuvieron entonces 10 muestras compuestas.

Para el experimento en invernadero, se emplearon 16 submuestras de suelo, de 6 kg a una profundidad de 0-20 cm. Para su tratamiento se siguió el procedimiento descrito anteriormente, excepto que para formar la muestra compuesta por el método del cuarteo, se tomaron 2 kg de cada submuestra.

X.2. MUESTREO DE AGUA.

El muestreo de agua de cada parcela se realizó en la parte inicial, media y final del canal de alimentación a la parcela, obteniéndose 30 muestras. Para el muestreo, manejo y preservación de las muestras se siguieron los procedimientos recomendados en US-EPA, (1974).

El muestreo para la determinación de metales pesados se realizó tomando 3.5 litros de agua de cada punto, en recipientes de polipropileno lavados, con HCl al 20%, HNO₃ 20%, agua desionizada y secados. En la toma de cada muestra, los recipientes fueron enjuagados dos veces con la misma agua muestreada. Para la determinación de los metales pesados totales las muestras sin filtrar se acidificaron *in situ* con HNO₃ (hasta obtener un pH igual o menor a 2.0). Las muestras preservadas se cuantificaron por el método de espectrofotometría de absorción atómica, en un espectrofotómetro Perkin-Elmer modelo 3110 de doble haz con lámparas de cátodo hueco y mezclas de aire acetileno y óxido nitroso-acetileno.

Para el análisis e identificación de microorganismos en las 30 muestras de agua correspondientes a tres puntos de muestreo de las diez parcelas, se tomaron en recipientes esterilizados de 100 ml. La temperatura de conservación de las mismas fue de 4°C, hasta a su análisis.

X.3. MUESTREO DE PLANTAS.

Se recolectaron muestras de los cultivos: alfalfa, epazote, jícama, cacahuate, maíz, calabacita, frijol ejotero y flor de muerto, en las parcelas seleccionadas. El muestreo se realizó poco antes de que las plantas iniciaran su estado de reproducción, recolectándose aleatoriamente 16 plantas por parcela. Se tomaron preferentemente las hojas maduras, de las ramas principales y de los tallos. Las hojas fueron cuidadosamente lavadas con solución de ácido diluido y después con agua desionizada, se colocaron en bolsas de papel secándolas en la estufa a 80°C durante 12 horas, después se molieron en molino Wiley y se tamizaron con tamiz de acero inoxidable del No. 40. Los metales pesados fueron analizados por espectrofotometría de absorción atómica.

X.4. MÉTODOS PARA EL ESTUDIO DE LA EVALUACIÓN DE METALES PESADOS INTERCAMBIABLES EN LOS SUELOS.

Las formas intercambiables de los metales pesados del suelo fueron extraídas según la metodología descrita por Chapman, (1972) utilizando soluciones del extractante ácido dietilentriaminopentacético (DTPA) a pH de 7.3 y 5.3.

X.4.1. PREPARACIÓN DE LA SOLUCIÓN DE DTPA pH 7.3.

Esta solución se preparó de acuerdo a Lindsay y Norwell, (1978); mezclando una solución de DTPA 0.005M, con una solución de cloruro de calcio (CaCl₂ · 2H₂O) 0.01M y trietanolamina (TEA) 0.1M ajustando el pH a 7.3 con HCl 6N.

X.4.2. PREPARACIÓN DE LA SOLUCIÓN DE DTPA pH 5.3

Esta solución fue preparada de acuerdo a Norwell, (1984); mezclando una solución de DTPA 0.05M, con una solución de cloruro de calcio ($\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) 0.01M. La solución resultante fue amortiguada a pH de 5.3 con una mezcla de ácido acético y acetato de amonio, con una concentración en acetatos de 0.1M.

X.4.3. PROCEDIMIENTO DE EXTRACCIÓN EN SUELO.

Se pesaron 10 g de cada muestra, secadas al aire, tamizadas con tamiz de 2 mm de abertura. Se colocaron en frascos de extracción, se les agregaron 20 ml de la solución extractante, (relación suelo-solución 1:2); los frascos herméticamente cerrados se colocaron en un equipo de agitación horizontal y se agitaban durante 2 horas a una velocidad de 120 ciclos/minuto. Las suspensiones fueron filtradas a través de papel filtro Whatman No. 42 y en el filtrado se determinó el contenido de metales pesados Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn por espectrofotometría de absorción atómica.

X.4.4. MÉTODOS DE DETERMINACIÓN DE METALES PESADOS TOTALES EN SUELO.

Los metales pesados adsorbidos y fijados, considerados como casi totales, se extrajeron por el método de digestión con HNO_3 4N según Bradford *et al.*, (1975). Para ello se pesaron 5 g de suelo de cada muestra, se les adicionaron 35 ml de HNO_3 4N y se digirieron durante 20 horas a 70°C. Posteriormente, se adicionaron 15 ml de agua desionizada; las suspensiones del sistema suelo-solución se filtraron a través de papel Whatman No. 42; en las soluciones filtradas se determinaron las concentraciones de los metales pesados Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn por espectrofotometría de absorción atómica.

X.5. MÉTODOS DE DETERMINACIÓN DE METALES PESADOS TOTALES EN AGUA.

Los metales pesados totales en agua se extrajeron por el método de digestión empleando HNO_3 y HCl (NMX-AA-51-1981; US-EPA, 1974).

Las muestras de agua sin filtrar se estabilizaron *in situ* agregándoles HNO_3 de concentración 1:1 hasta obtener un pH=2 o menor. Se homogenizaron y transfirieron a vasos de precipitado, después se les añadieron 3 ml de HNO_3 concentrado. Los vasos se cubrieron con vidrios de reloj, se colocaron en parrillas de calentamiento, llevándolos a sequedad en forma continua, cuidando que no hirvieran. Los recipientes se enfriaron, y se les añadió otra porción de 3 ml del mismo ácido, continuando el calentamiento con incrementos de temperatura bajos para efectuar una suave acción de reflujo, hasta que se completó la digestión. La aparición de un color amarillo claro en el residuo fue el índice de que el proceso de digestión había llegado a su fin, después se les añadió 10 ml HCl de concentración 1:1 y se digirieron una vez más para disolver el residuo. Posteriormente el residuo se enfrió, se lavó la parte interna de los vidrios de reloj y las paredes de los vasos con agua desionizada y las muestras se filtraron a través de papel filtro Watman No. 42, para retener los silicatos y otros minerales insolubles. El filtrado se aforó a 100 ml y en las soluciones filtradas se determinaron las concentraciones de los metales pesados totales Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn por espectrofotometría de absorción atómica.

X.6. MÉTODOS PARA EVALUAR LOS METALES PESADOS EN PLANTA.

Las muestras de tejido vegetal fueron secadas aproximadamente a 80° C durante 12 horas, se molieron en un molino Wiley y se tamizaron con un tamiz de acero inoxidable No. 40. Se pesó 1 g de cada muestra y se transfirió a vasos de precipitado de forma alta, se adicionaron 5 ml de HNO₃ y 2 ml de HClO₄ concentrados, los vasos fueron cubiertos con vidrios de reloj. Las muestras se digirieron calentándolas a bajas temperaturas para permitir un suave reflujo dentro de los vasos, hasta obtener un volumen final de 3 a 5 ml. Se dejaron enfriar y se les añadió de 10 a 15 ml de agua desionizada. Las soluciones digeridas se filtraron a través de papel filtro Watman No. 42 humedecido con mezcla de HNO₃-HClO₄ concentrado, en matraces volumétricos de 50 ml, enjuagando los papeles con pequeños volúmenes de agua desionizada y llevándolos a la marca con la misma agua. Los metales pesados Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn fueron analizados por espectrofotometría de absorción atómica (Isaac, 1971).

X.7. DETERMINACIÓN CUANTITATIVA DE METALES PESADOS.

La determinación cuantitativa de los metales pesados Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en todos los extractos de suelo, agua y tejidos vegetales se realizaron en el Departamento de Edafología del Instituto de Geología de la Universidad Autónoma de México, utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin-Elmer modelo 3110 de doble haz con lámparas de cátodo hueco y mezclas de aire acetileno y óxido nitroso- acetileno.

Las condiciones para los diferentes metales analizados se muestran en la Tabla 10.

La preparación de las soluciones estándar utilizadas para obtener las curvas de calibración correspondientes a cada metal pesado se realizaron como lo especifica el manual de operación del equipo. Se utilizó la misma solución extractante tanto para la medición de metales pesados intercambiables en suelo, metales pesados totales en suelo, metales pesados totales en agua y metales pesados totales en plantas, así como para los blancos correspondientes. Todas las determinaciones fueron realizadas por triplicado.

La disponibilidad relativa del metal pesado se determinó mediante la relación metal pesado extraído con DTPA (7.3)/metal pesado extraído con HNO₃ 4N, que expresa el contenido del metal disponible como un porcentaje del contenido total del metal pesado en el suelo.

Metal	Flama	Corriente de la lámpara mA	Longitud de onda en λ	Slit
Cd	A-A	4	228.8	0.5
Co	A-A	7	240.7	0.2
Cr	N-A	7	357.9	0.2
Cu	A-A	7	324.8	0.5
Fe	A-A	5	248.3	0.2
Mn	A-A	5	279.5	0.2
Ni	A-A	4	232.0	0.2
Pb	A-A	5	217.0	1.0
Zn	A-A	5	213.9	1.0

A-A: Mezcla Aire - Acetileno

N-A: Mezcla Óxido Nitroso Acetileno

mA: miliamperes

λ =cm⁻¹

X.8. CARACTERIZACIÓN FÍSICA Y QUÍMICA DE LAS MUESTRAS DE SUELO.

Los análisis físicos y químicos de suelo se realizaron en el Departamento de Investigación de Ciencias Agrícolas del Instituto de Ciencias de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

Propiedades físicas de los suelos.

Color del suelo. El color del suelo se determinó, tanto en seco como en húmedo empleando las cartas de color de Munsell, (1994).

pH. El pH se determinó en agua y en KCl 1N en una relación 1:2, se pesaron 20 g de suelo, el cual se agitó en 40 ml de agua destilada hervida y fría así como también en una solución de KCl 1N, dejando reposar 30 minutos para después poder medir el pH con un medidor de pH Conductronic, modelo 20 (Goijsberg y Aguilar, 1987).

Densidad aparente. Esta se determinó en el laboratorio por el método de la probeta (Palmer y Troeh, 1980).

Densidad real. Se determinó por el método del picnómetro (Dewis y Freitas, 1984).

Textura. Se utilizó el método de Bouyoucos, (1927) citado en Dewis y Freitas, (1984). Para esta determinación se eliminó la materia orgánica con peróxido de hidrógeno al 8 % y como agente dispersante se utilizó una mezcla oxalato de sodio-metasilicato de sodio.

Propiedades químicas de los suelos.

Porcentaje de materia orgánica y porcentaje de carbono orgánico. El porcentaje de materia orgánica se determinó por el método de Walkley y Black (citado por León y Aguilar, 1987), el carbono orgánico se estimó a partir del porcentaje de materia orgánica.

Capacidad de intercambio catiónico. La capacidad de intercambio catiónico total se determinó por el método Peech-Cowan (1962) de saturación de amonio, se pesaron 10 g de suelo los cuales se saturaron con 250 ml de acetato de amonio 1N a pH = 7. Después al filtrado se le realizaron lavados subsecuentes con acetato de amonio neutro. El filtrado nuevamente se lavó, con cloruro de amonio y después con cloruro de sodio acidificado, a la solución obtenida se le añadió ácido bórico al 2 % y se destiló. El destilado se tituló con solución de ácido sulfúrico 0.02N (Aguilar, 1987).

Bases intercambiables. Las bases intercambiables se evaluaron en una solución de acetato de amonio 1N pH = 7 (Aguilar, 1987). El sodio y el potasio se cuantificaron por espectroscopía de emisión de flama (flamometría), el calcio y el magnesio se cuantificaron por titulación complejométrica utilizando una solución de la sal disódica del ácido etilendiamino tetrácetico EDTA 0.02M, empleando como indicadores murexida para el calcio y negro de eriocromo T para calcio+magnesio.

Nitrógeno total. El nitrógeno total fue determinado por el método de Macro-Kjeldahl citado por Etchevers, (1977).

Fósforo extractable. El fósforo fue determinado por el método de Bray y Kurtz, (1945).

X.9. ANÁLISIS FÍSICOS Y QUÍMICOS DE AGUA.

Las metodologías utilizadas para los análisis físicos y químicos en agua, fueron las reportadas en las Normas Oficiales Mexicanas emitidas en el Diario Oficial de la Federación, por lo que sólo se menciona el nombre del método y el número de norma utilizada.

NOMBRE	METODOLOGÍA	NÚMERO DE LA NORMA
Temperatura	Termómetro de mercurio	NMX-AA-007-1980
Conductividad	Conductímetro	NMX-AA-093-1980
Sólidos en todas sus formas	Gravimétrico	NMX-AA-034-1981
Sólidos sedimentables	Gravimétrico	NMX-AA-004-1977
Potencial hidrógeno	Potenciométrico	NMX-AA-008-1980
Grasas y aceites	Método de extracción Soxhlet	NMX-AA-005-1980
Oxígeno disuelto	Método de Winkler	NMX-AA-012-1980
Demanda bioquímica de oxígeno	Método de dilución	NMX-AA-028-1981
Demanda química de oxígeno	Dicromato de potasio	NMX-AA-030-1981
Alcalinidad total	Método volumétrico	NMX-AA-036-1981
Cloruros	Método argentométrico	NMX-AA-073-1981
Dureza total	Metodo del EDTA *	NMX-AA-072-1981
Dureza al calcio	Metodo del EDTA *	NMX-AA-072-1981
Dureza al magnesio	Metodo del EDTA *	NMX-AA-072-1981
Sodio	Flamometría	NMX-AA-050-1981
Potasio	Flamometría	NMX-AA-050-1981
Sulfatos	Método turbidimétrico	NMX-AA-074-1981
Fosfatos	Azul de molibdeno	NMX-AA-029-1981
Nitrógeno total	Macrokjeldahl	NMX-AA-026-1981
Boro	Método de la curcumina	NMX-AA-063-1981
Detergentes	Sustancias activas al azul de metileno	NMX-AA-039-1981
Metales pesados en agua	Espectrofotometría de absorción atómica	MNX-AA-051-1982

*Ácido etelendiaminotetracético.

X.10. AISLAMIENTO E IDENTIFICACIÓN DE MICROORGANISMOS EN AGUA.

Las metodologías utilizadas fueron las dadas en las Normas Oficiales:

NOMBRE	METODOLOGÍA	NÚMERO DE LA NORMA
Cuenta de bacterias mesofílicas aerobias	Cuenta en placa	NOM-092-SSA1-1994
Bacterias coliformes totales	Número más probable	NOM-112-SSA1-1994
Bacterias coliformes fecales	Número más probable	NOM-113-SSA1-1995

X.11. ANÁLISIS DE METALES PESADOS EN PLANTA.

Para el análisis de metales pesados en las plantas, la metodología utilizada fue la especificada en la Norma Oficial: NOM-117-SSA1-1994.

NOMBRE Método de prueba para la determinación de cadmio, arsénico, plomo, estaño, cobre, fierro, cinc y mercurio en alimentos, agua potable y agua purificada por absorción atómica	METODOLOGÍA Espectrofotometría de absorción atómica
---	---

X.12. AISLAMIENTO E IDENTIFICACIÓN DE MICROORGANISMOS EN PLANTA.

El análisis microbiológico se realizó empleando para ello las plantas de lechuga cosechadas en el invernadero, la metodología utilizada fue dada en las Normas Oficiales:

NOMBRE	NÚMERO DE LA NORMA
Procedimientos para la toma, manejo y transporte de muestras de alimentos para su análisis microbiológico.	NOM-109-SSA1-1994
Preparación y dilución de muestras de alimentos para su análisis microbiológico.	NOM-110-SSA1-1994
Cuenta de bacterias mesofílicas aerobias.	NOM-092-SSA1-1994
Determinación de bacterias coliformes totales por el número más probable.	NOM-112-SSA1-1994
Determinación de bacterias coliformes fecales por el número más probable	NOM-113-SSA1-1994

X.13. EXPERIMENTO EN INVERNADERO

El diseño de tratamientos fue un factorial 5X3. El primer factor fue el suelo denotado por A con cinco niveles: S3, S7, S8, S9, S10; el segundo factor fue el agua, denotado por B con tres niveles: Residual, Río y Destilada; y cada tratamiento (combinación de factores), se estableció con tres repeticiones.

La combinación de los niveles de los factores dió 15 tratamientos que se compararon en invernadero bajo un diseño completamente al azar con tres repeticiones. La unidad experimental consistió de una maceta donde se colocaron 3 Kg de suelo regada con el tipo de agua correspondiente según el tratamiento de ensayo.

Para este diseño las observaciones se describen mediante el modelo estadístico lineal:

$$Y_{ijk} = \mu + \tau_i + \beta_j + (\tau\beta)_{ij} + \epsilon_{ijk}$$

$$i = 1, 2, \dots, a$$

$$j = 1, 2, \dots, b$$

$$k = 1, 2, \dots, c$$

en donde:

$$a = 5; b = 3 \text{ y } n = 3$$

μ = Efecto medio global

τ_i = Efecto del i -ésimo nivel del factor A

β_j = Efecto del j -ésimo nivel del factor B

$(\tau\beta)_{ij}$ = Efecto de la interacción entre τ_i y β_j

ε_{ijk} = Componente del error aleatorio

Este modelo consideró a ambos factores como fijos y los efectos del tratamiento se definieron como desviaciones de la media general, por lo tanto, $\sum_{i=1}^a \tau = 0$ y $\sum_{j=1}^b (\tau\beta) = 0$

Las hipótesis estadísticas a probar asociadas con este diseño fueron:

$H_0 : \tau_1 = \tau_2 = \dots \tau_3 = 0$ No hay efecto del factor suelo.

$H_1 : \tau_i \neq 0$ Al menos uno de los niveles del factor suelo tuvo efecto distinto a los demás.

$H_0 : \beta_1 = \beta_2 = \dots = \beta_3 = 0$ No hay efecto del factor agua.

$H_1 : \beta_i \neq 0$ Al menos uno de los niveles del factor agua tuvo efecto distinto a los demás.

También se realizó la prueba sobre el efecto de la interacción entre los factores, la hipótesis fue:

$H_0 : (\tau\beta)_{ij} = 0$ No hay efecto de la interacción entre los factores.

$H_1 : (\tau\beta)_{ij} \neq 0$ Si hubo efecto de la interacción entre los factores.

Las hipótesis se probaron usando análisis de varianza bifactorial.

Para llevar a cabo el análisis de varianza previamente se verificó la existencia de la homogeneidad de varianzas mediante la prueba de Bartlett. Cuando fue observado el efecto significativo, se realizó la comparación múltiple de medias, mediante la prueba de Tukey ($\alpha = 0.05$) (Montgomery, 1991).

La planta indicadora fue la lechuga (*Lactuca sativa*), las condiciones de humedad del suelo se mantuvieron a capacidad de campo, para estimar el efecto de la contaminación en los suelos y las plantas, por el uso de diferentes tipos de aguas, una vez obtenidos los resultados se les realizó análisis de varianza, la prueba de Bartlett y la prueba de Tukey, (Montgomery, 1996).

En la etapa microbiológica, se utilizaron procedimientos de Microbiología Sanitaria, se analizaron quince tratamientos de lechuga con tres repeticiones cultivadas en invernadero regadas con: aguas residuales del río Nexapa, agua del río Cantarranas y agua destilada, con base al análisis microbiológico de planta de lechuga (*Lactuca sativa*), se cuantificaron: Bacterias Mesofílicas Aerobias (BMA); Coliformes Totales (CT); Coliformes Fecales (CF).

Las plantas de lechuga que fueron obtenidas del experimento en invernadero, se colocaron en bolsas de plástico estériles y se congelaron. Para el análisis microbiológico, las muestras de lechuga, se descongelaron en refrigeración de 4 a 8°C durante 18 horas y no más de 24 horas antes de ser analizadas. Se pesaron 10 g de cada muestra, se colocaron en bolsas pequeñas de plástico estériles, se les adicionó 90

ml del diluyente estéril procurando que éste tuviera una temperatura similar a las muestras, se pasaron a morteros esterilizados triturándolas de 1 a 2 minutos hasta obtener una suspensión completa y homogénea, permitiendo la sedimentación de las partículas grandes, se transfirió la cantidad deseada de las capas superiores de la suspensión, se tomó 1 ml de alicuota y se diluyó con 9 ml del diluyente estéril en tubos con tapón de rosca; las muestras se agitaron manualmente con 25 movimientos de arriba a abajo en un arco de 30 cm durante 7 segundos.

XI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

XI.1. PROPIEDADES FÍSICAS DE LOS SUELOS.

Los resultados de las propiedades físicas de los suelos provenientes de los sitios seleccionados regados con diferentes tipos de agua se presentan en la Tabla 14, en ella se observa que el color en seco para los sitios 1, 3 y 6 fue pardo grisáceo, para los sitios 2, 5 y 7 gris pardoso claro, el sitio 4 pardo grisáceo muy oscuro, los sitios 8 y 9 pardo grisáceo oscuro y el sitio 10 pardo oscuro; el color húmedo para los sitios 2, 5 y 9 fue pardo oscuro y para los sitios 1, 3, 4, 6, 7, 8 y 10 pardo grisáceo muy oscuro. Las densidades aparentes de estos suelos se encontraron entre valores de 1.06 a 1.55 g/cm³. Las densidades reales de los mismos mostraron valores entre 2.36 a 2.66 g/cm³, las cuales están de acuerdo para la clase textural de estos suelos.

En cuanto a la textura, los sitios 1, 3, 5, 7, 8 y 9 corresponden a la clase textural de franco arenosos, la fracción arcilla presentó un promedio de 12.72 %, la fracción limo un promedio de 18.79 % y la fracción arena un promedio de 68.49 %; mientras que en los sitios 4 y 6, la fracción arcilla presentó un promedio de 3.72 %, la fracción limo un promedio de 15.00 % y la fracción arena un promedio de 81.28 %, lo cual clasifica a estos suelos en la clase textural de arena francosa. Por último, para el sitio 2 y el 10 la fracción arcilla presentó un promedio de 23.72 %, la fracción limo un promedio de 21.00 % y la fracción arena un promedio de 55.28 %, lo que clasifica a estos suelos en la clase textural franco arcillo arenosos.

Los valores de conductividad eléctrica se encontraron entre 0.031 y 1.92 dS/m, los cuales indican que estos suelos presentan efectos de salinidad casi nula (Richards, 1954).

XI.2. PROPIEDADES QUÍMICAS DE LOS SUELOS.

Los resultados de las propiedades químicas de los suelos regados con diferentes tipos de agua de la zona de riego de Atlixco y Huaquechula se muestran en la Tabla 15.

Los valores de pH en agua variaron de 6.3 a 7.8 que indican que los suelos son ligeramente ácidos a ligeramente alcalinos. Los valores de pH en KCl 1N a pH=7 variaron de 5.8 a 6.9, que corresponden a suelos que van de medianamente ácidos a neutros (Moreno, 1978).

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) varió de 3.68 a 20.24 cmol/kg de suelo, los cuales corresponden a clases muy bajas a medias, lo que está de acuerdo con las clases texturales de estos suelos (Cottenie, 1980).

En cuanto a los cationes intercambiables en NH₄OAc pH=7, el Ca²⁺ presentó valores que van de 0.5 a 2.94 cmol/kg de suelo que corresponden a la clase de muy baja a baja, respectivamente, el Mg²⁺ presentó valores que van de 0.2 a 2.66 cmol/kg de suelo que corresponden a la clase de muy bajas a bajas, respectivamente, el K⁺ presentó valores que van de 0.2 a 2.33 cmol/kg de suelo que corresponden a la clase que va de muy baja a media (Etchevers *et al.*, 1971).

ml del diluyente estéril procurando que éste tuviera una temperatura similar a las muestras, se pasaron a morteros esterilizados triturándolas de 1 a 2 minutos hasta obtener una suspensión completa y homogénea, permitiendo la sedimentación de las partículas grandes, se transfirió la cantidad deseada de las capas superiores de la suspensión, se tomó 1 ml de alicuota y se diluyó con 9 ml del diluyente estéril en tubos con tapón de rosca; las muestras se agitaron manualmente con 25 movimientos de arriba a abajo en un arco de 30 cm durante 7 segundos.

XI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

XI.1. PROPIEDADES FÍSICAS DE LOS SUELOS.

Los resultados de las propiedades físicas de los suelos provenientes de los sitios seleccionados regados con diferentes tipos de agua se presentan en la Tabla 14, en ella se observa que el color en seco para los sitios 1, 3 y 6 fue pardo grisáceo, para los sitios 2, 5 y 7 gris pardoso claro, el sitio 4 pardo grisáceo muy oscuro, los sitios 8 y 9 pardo grisáceo oscuro y el sitio 10 pardo oscuro; el color húmedo para los sitios 2, 5 y 9 fue pardo oscuro y para los sitios 1, 3, 4, 6, 7, 8 y 10 pardo grisáceo muy oscuro. Las densidades aparentes de estos suelos se encontraron entre valores de 1.06 a 1.55 g/cm³. Las densidades reales de los mismos mostraron valores entre 2.36 a 2.66 g/cm³, las cuales están de acuerdo para la clase textural de estos suelos.

En cuanto a la textura, los sitios 1, 3, 5, 7, 8 y 9 corresponden a la clase textural de franco arenosos, la fracción arcilla presentó un promedio de 12.72 %, la fracción limo un promedio de 18.79 % y la fracción arena un promedio de 68.49 %; mientras que en los sitios 4 y 6, la fracción arcilla presentó un promedio de 3.72 %, la fracción limo un promedio de 15.00 % y la fracción arena un promedio de 81.28 %, lo cual clasifica a estos suelos en la clase textural de arena francosa. Por último, para el sitio 2 y el 10 la fracción arcilla presentó un promedio de 23.72 %, la fracción limo un promedio de 21.00 % y la fracción arena un promedio de 55.28 %, lo que clasifica a estos suelos en la clase textural franco arcillo arenosos.

Los valores de conductividad eléctrica se encontraron entre 0.031 y 1.92 dS/m, los cuales indican que estos suelos presentan efectos de salinidad casi nula (Richards, 1954).

XI.2. PROPIEDADES QUÍMICAS DE LOS SUELOS.

Los resultados de las propiedades químicas de los suelos regados con diferentes tipos de agua de la zona de riego de Atlixco y Huaquechula se muestran en la Tabla 15.

Los valores de pH en agua variaron de 6.3 a 7.8 que indican que los suelos son ligeramente ácidos a ligeramente alcalinos. Los valores de pH en KCl 1N a pH=7 variaron de 5.8 a 6.9, que corresponden a suelos que van de medianamente ácidos a neutros (Moreno, 1978).

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) varió de 3.68 a 20.24 cmol/kg de suelo, los cuales corresponden a clases muy bajas a medias, lo que está de acuerdo con las clases texturales de estos suelos (Cottenie, 1980).

En cuanto a los cationes intercambiables en NH₄OAc pH=7, el Ca²⁺ presentó valores que van de 0.5 a 2.94 cmol/kg de suelo que corresponden a la clase de muy baja a baja, respectivamente, el Mg²⁺ presentó valores que van de 0.2 a 2.66 cmol/kg de suelo que corresponden a la clase de muy bajas a bajas, respectivamente, el K⁺ presentó valores que van de 0.2 a 2.33 cmol/kg de suelo que corresponden a la clase que va de muy baja a media (Etchevers *et al.*, 1971).

Sitio No.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	El León	Cabrera	La Libertad	Santa Ana Coatepec	San Lorenzo	Martir Cuahatemoc	San Juan Huiluco	Canoa	San Felix Tlayehuaco	San Juan Bautista
Tipo de agua	Río Cantarranas	Río Cantarranas	Río Cantarranas	Pozo	Pozo	Río Nexapa	Río Nexapa	Río Nexapa	Río Nexapa	Río Nexapa
Color Seco	10YR 5/3 Pardo grisáceo	10YR 6/2 Gris pardusco claro	2.5YR 5/2 Pardo grisáceo	10YR 3/2 Pardo grisáceo muy osc.	10YR 6/2 Gris pardusco claro	10YR 5/2 Pardo grisáceo	10YR 6/2 Gris pardusco claro	2.5YR 4/2 Pardo grisáceo oscuro	2.5YR 4/2 Pardo grisáceo oscuro	10YR 4/3 Pardo oscuro
Color húmedo	10YR 3/2 Pardo grisáceo muy oscuro	7.5YR 3/2 Pardo oscuro	10YR 3/2 Pardo grisáceo muy oscuro	10YR 3/2 Pardo grisáceo muy osc.	7.5YR 3/2 Pardo oscuro	10YR 3/2 Pardo grisáceo muy osc.	10YR 3/2 Pardo grisáceo muy osc.	10YR 3/2 Pardo grisáceo muy osc.	7.5YR 3/2 Pardo oscuro	10YR 3/2 Pardo grisáceo muy osc..
Densidad aparente g/cm ³	1.36	1.23	1.29	1.25	1.53	1.55	1.30	1.28	1.06	1.12
Densidad real g/cm ³	2.70	2.48	2.43	2.46	2.51	2.66	2.53	2.50	2.36	2.43
%Porosidad	49.71	50.36	46.99	49.21	39.04	41.71	49.20	53.90	55.08	53.91
%Arena	61.28	49.28	73.28	81.28	71.28	81.28	71.28	72.56	61.28	61.28
%Limo	22.00	24.00	16.00	16.00	22.00	14.00	16.00	14.72	22.00	18.00
%Arcilla	16.72	26.72	10.70	2.72	6.72	4.72	12.72	12.72	16.72	20.72
Clase Textural	Franco arenoso	Franco arcillo arenoso	Franco arenoso	Arena francosa	Franco arenoso	Arena francosa	Franco arenoso	Franco arenoso	Franco arenoso	Franco arcillo arenoso
C.E. dS/m	0.222	0.151	0.066	0.088	0.031	0.037	0.066	1.92	1.16	1.64

Sitio No.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	El León	Cabrera	La Libertad	Santa Ana Coatepec	San Lorenzo	Martir Cuahatemoc	San Juan Huiluco	Canoa	San Felix Tlayehuaco	San Juan Bautista
Tipo De agua	Río Cantarranas	Río Cantarranas	Río Cantarranas	Pozo	Pozo	Río Nexapa	Río Nexapa	Río Nexapa	Río Nexapa	Río Nexapa
pH H ₂ O (1:2)	7.7	7.8	7.7	7.0	6.3	7.7	6.9	7.6	7.6	7.3
Ph KCl (1:2)	6.6	6.9	6.9	6.1	5.8	6.7	5.8	6.9	6.6	6.6
Ca ²⁺ cmol/kg	1.95	2.52	2.07	1.44	0.50	0.70	1.75	1.75	1.82	2.94
Mg ²⁺ cmol/kg	1.26	2.26	1.82	1.19	0.50	0.63	1.61	1.68	1.68	2.66
K ⁺ cmol/kg	1.24	0.51	2.33	0.80	0.20	0.38	0.61	0.77	0.97	1.25
Na ⁺ cmol/kg	1.67	0.69	0.72	0.76	0.20	0.11	1.59	1.52	1.64	1.78
CIC cmol/kg	12.06	15.84	12.98	11.04	3.68	5.01	13.18	10.94	14.10	20.24
%M.O.	2.68	3.52	6.20	4.69	1.17	1.51	1.68	1.84	2.68	1.68
%C	1.55	2.4	3.60	2.72	0.68	0.88	0.97	1.07	1.55	0.97
%N	0.07	0.10	0.14	0.10	0.07	0.03	0.07	0.07	0.07	0.14
%P	7.8	95.0	55.0	5.0	7.4	5.0	7.2	8.4	10.2	23.2
C/N	22.14	20.40	25.71	27.20	9.71	29.30	13.86	15.29	22.14	6.93
% Saturación de bases	50.58	37.69	53.47	37.95	25.82	36.33	42.19	52.19	43.33	42.64

El porcentaje de materia orgánica varió entre 1.17 y 6.20 % lo que corresponde a contenidos que van de pobres a extremadamente ricos, respectivamente (Moreno, 1978).

El contenido más pobre de materia orgánica se observó en el sitio 5 el cual es regado con agua de pozo, posiblemente se deba a que las prácticas agrícolas que se realizan en este suelo no aportan materia orgánica. En los sitios 6, 7 y 10 se observaron contenidos de materia orgánica medianamente pobres, aunque estos suelos son regados con aguas residuales del río Nexapa, las cuales aportan gran cantidad de materia orgánica, posiblemente en estos sitios las prácticas agrícolas que se realizan no aportan materia orgánica. En el sitio 8 se obtuvo un contenido medio de materia orgánica, este sitio además de ser regado con aguas residuales del río Nexapa, las prácticas agrícolas realizadas en él aportan materia orgánica. El sitio 2 presentó un contenido alto de materia orgánica, este sitio es regado con aguas del río Cantarranas, y el suelo tiene gran aportación de materia orgánica, durante un período de 8 años ha sido fertilizado con estiércol.

Los sitios 3 y 4 presentaron valores extremadamente ricos de materia orgánica, en cuanto al sitio 3 el riego se realiza con agua del río Cantarranas mezclada con aguas residuales del río Nexapa almacenadas en jagüey, las cuales aportan gran cantidad de materia orgánica, las prácticas agrícolas realizadas en este sitio aportan gran cantidad de materia orgánica ya que este suelo es fertilizado con estiércol y fertilizantes químicos. En el sitio 4 se riega con agua de pozo, pero posiblemente las prácticas agrícolas en este suelo aporten gran cantidad de materia orgánica ya que utilizan estiércol y fertilizantes químicos para obtener mejores rendimientos.

Respecto al porcentaje de carbono orgánico se obtuvieron valores entre 0.68 y 3.60 % que corresponden a las clases de muy bajas a bajas, respectivamente, con promedio de 1.6 % (Landon, 1984)

El contenido de nitrógeno total presentó valores que van de 0.03 a 0.14 % que corresponden a las clases pobres a medianas, respectivamente, obteniéndose un promedio de 0.09 % (Moreno, 1978).

El fósforo extractable por el método de Bray I reportó valores entre 5.0 y 95.0 % que corresponde a la clase baja a alta, respectivamente (CSTPA, 1980).

De la relación de carbono-nitrógeno C/N se obtuvieron valores entre 6.9 a 29.3 que corresponden a las clases muy baja a muy alta respectivamente (Moreno, 1978).

La capacidad de intercambio catiónico presentó valores entre 3.68 y 20.24 cmol/kg de suelo que van de las clases muy baja a alta (Cottenie, 1980).

El porcentaje de saturación de bases presentó valores entre 25.82 a 53.47 %, que corresponden a las clases baja a media (Cottenie, 1980).

XI.3. CONTENIDO DE METALES PESADOS TOTALES EN SUELO.

Las concentraciones de los metales pesados totales encontradas en los diez sitios de muestreo se presentan en la Tabla 13. Los valores obtenidos se compararon con los reportados por Bowen, (1979) presentados en la Tabla 2 y con los reportados por Kabata-Pendias y Pendias (1992), para diferentes órdenes de suelos, con los valores de Concentración Máxima Aceptable (CMA) para suelos agrícolas de la Comunidad Económica Europea reportados por Finnecey (1986); con los propuestos por el Ministerio de Agricultura de Canadá reportados por Page *et al.*, (1988); con las concentraciones que causan daño fitotóxico propuestas por El-Bassam (1977) con los valores máximos permitidos para la producción sana de alimentos agrícolas propuestos por Goncharuk (1986), todos ellos presentados en la Tabla 3.

El cadmio fue detectado en todos los sitios en contenido total dentro del rango de concentraciones entre 0.23 y 0.52 mg/kg, excediendo los niveles aceptados como normales para la producción sana de alimentos y para la CMA de la Comunidad Económica Europea para ambas referencias (0 mg/kg), sin

embargo, no excedieron los niveles normales en suelos agrícolas (0.2-1.0 mg/kg), ni los considerados que causan daño fitotóxico (5 mg/kg). Tampoco rebasaron las CMA del Ministerio de Agricultura de Canadá (1.6 mg/kg). El análisis de correlación múltiple mostró asociación significativa ($P \leq 0.05$) del cadmio con el contenido de arcilla y con el contenido de fósforo, esto puede deberse a los contenidos de materia orgánica en estos suelos y a la utilización de fertilizantes fosfatados que son fuentes importantes de cadmio, también se observó asociación significativa ($P \leq 0.01$) del cadmio, con los contenidos de Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn.

Tabla 13. CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS TOTALES EN SUELO, EXTRAÍDOS CON HNO₃ 4N

EN mg/kg.

Sitio	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1	0.44	9.28	25.2	10.8	10180.0	208.75	27.27	7.8	18.88
2	0.52	12.41	30.2	19.4	14067.5	206.25	31.19	12.52	35.80
3	0.37	7.33	14.0	11.8	7692.5	136.25	30.41	8.76	29.37
4	0.36	7.45	16.0	7.80	7322.5	135.75	25.32	9.38	25.20
5	0.24	3.58	6.70	5.70	3147.5	35.25	14.67	3.77	9.76
6	0.27	4.31	7.10	4.90	4357.5	70.75	20.12	4.05	11.10
7	0.36	7.40	18.9	12.5	8305.0	128.25	19.74	6.56	23.20
8	0.23	1.20	9.15	6.21	5159.0	128.30	14.72	3.60	12.95
9	0.28	2.57	14.23	10.73	6142.0	166.8	17.80	3.50	11.79
10	0.38	2.89	16.88	7.61	8080.0	175.10	21.61	3.40	10.35

El cobalto total fue detectado en un rango de concentraciones entre 1.20 y 12.41 mg/kg, sólo el sitio 2 excedió el valor común en suelos agrícolas (10 mg/kg), no excedieron la CMA de la Comunidad Económica Europea ni la producción sana de alimentos (0 mg/kg), no rebasaron la concentración que causa daño fitotóxico (50 mg/kg), y se encuentran dentro de los niveles normales de CMA del Ministerio de Agricultura de Canadá (20 mg/kg). El análisis de correlación múltiple indicó asociación significativa ($P \leq 0.01$) entre el Co y los contenidos de Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn, esto puede deberse a que el Co se encuentra asociado con los minerales de Mn y Fe en los suelos, también mostró asociación significativa ($P \leq 0.05$) entre el contenido de Co y el porcentaje de fósforo, esto puede deberse a que el Co se encuentra asociado con la materia orgánica y los minerales arcillosos.

Respecto al cromo se obtuvieron valores de contenido total de metal pesado entre 6.70 y 30.2 mg/kg, como puede observarse sólo exceden los niveles aceptados como normales para la producción sana de alimentos (0.05 mg/kg), encontrándose dentro de los niveles considerados como comunes reportados para suelos agrícolas (70-100 mg/kg) y los que causan daño fitotóxico (100 mg/kg), así como también se encuentran dentro de las CMA de la Comunidad Económica Europea (50 mg/kg) y las del Ministerio de Agricultura de Canadá (120 mg/kg). El análisis de correlación múltiple mostró asociación significativa ($P \leq 0.01$) entre el contenido de cromo con el porcentaje de arena y el porcentaje de arcilla, así como también con el contenido de los metales Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn. Las concentraciones más altas de cromo se obtuvieron en los sitios 1 y 2, esto puede deberse a los contenidos de materia orgánica que fueron medianamente altos y altos respectivamente, a la utilización de fertilizantes químicos y fertilizantes orgánicos como el estiércol, se sabe que el cromo se encuentra acumulado en la capa superficial de los suelos sobre todo cuando contienen porcentajes altos de materia orgánica.

Para el cobre se obtuvieron rangos de contenido total de metal pesado entre 4.90 y 19.4 mg/kg, estos valores se encuentran dentro de los intervalos comunes reportados para suelos agrícolas (20-30 mg/kg) no exceden la concentración para la producción sana de alimentos (23 mg/kg), ni las CMA de la comunidad Económica Europea, tampoco los valores que causan daño fitotóxico, ni las CMA del Ministerio de Agricultura de Canadá (100 mg/kg) para ambas referencias. El análisis de correlación

múltiple indicó asociación significativa ($P \leq 0.01$) de este metal con el porcentaje de arena, el porcentaje de arcilla, porcentaje de fósforo y con los contenidos de Fe, Pb y Zn, esto puede deberse a los contenidos de materia orgánica, al uso de fertilizantes fosfatados, plaguicidas y fungicidas, el sitio 2 presentó la concentración más alta de este metal, en éste el porcentaje de materia orgánica fue más alto y su clase textural contiene mayor porcentaje de arcilla, este sitio ha sido fertilizado durante mucho tiempo con estiércol y la materia orgánica bioacumula grandes cantidades de cobre en la superficie de los suelos. También mostró asociación significativa ($P \leq 0.05$) con los contenidos de Mn y Ni, lo cual puede deberse a que en los suelos el Cu puede encontrarse adsorbido y asociado con varios minerales.

El contenido de hierro total presentó valores entre 3147.50 y 14067.50 mg/kg los cuales se encuentran dentro de los rangos comunes para suelos agrícolas. El análisis de correlación múltiple indicó asociación significativa ($P \leq 0.05$) con la CIC y el porcentaje de porosidad, lo cual puede deberse a los contenidos de materia orgánica que tiene influencia sobre la formación de óxidos de hierro, al uso de fertilizantes químicos, fungicidas y plaguicidas y a las concentraciones de este metal aportadas por las aguas residuales.

En cuanto al manganeso, este mostró un rango de metal pesado total entre 35.25 y 208.75 mg/kg concentraciones que se encuentran dentro del valor común para suelos agrícolas (1000 mg/kg) y para la producción sana (1500 mg/kg). No rebasan el rango normal en plantas (20-1000 mg/kg), reportado por Bowen, (1979). El análisis de correlación múltiple indicó asociación significativa ($P \leq 0.01$) con el porcentaje de porosidad, porcentaje de arcilla, con la CIC y con los contenidos de Cd, Cr y Fe, también mostró asociación significativa ($P \leq 0.05$) con el contenido de Cu. Los sitios 1, 2 y 10 fueron los que presentaron las concentraciones más altas para este metal, lo que puede deberse a los contenidos de materia orgánica en donde el manganeso puede encontrarse asociado con los complejos orgánicos y a la utilización de estiércol y fertilizantes químicos, fungicidas y plaguicidas.

El níquel mostró contenidos totales dentro del rango de concentraciones entre 14.67 y 31.19 mg/kg, no exceden el valor común para suelos agrícolas (50 mg/kg), ni el considerado para la producción sana de alimentos (35 mg/kg), tampoco rebasan el nivel considerado que causa daño fitotóxico (100 mg/kg) ni las CMA del Ministerio de Agricultura de Canadá (100 mg/kg), solamente el sitio 2 excedió la CMA de la Comunidad Económica Europea (30 mg/kg). El análisis de correlación múltiple indicó asociación significativa ($P \leq 0.01$) con el porcentaje de materia orgánica, porcentaje de fósforo y el contenido de Cu, también mostró asociación significativa ($P \leq 0.05$) con el contenido de Cd, Co, Cr y Fe. Esto puede deberse a los contenidos de materia orgánica la cual tiene una gran capacidad para adsorber este metal, el cual puede encontrarse asociado con los óxidos de hierro y manganeso, los contenidos de níquel en los suelos se ven incrementados por la utilización de aguas residuales en el riego de los suelos agrícolas

El plomo total fue detectado en concentraciones entre 3.4 y 12.52 mg/kg, valores que se encuentran dentro de los rangos normales para la producción sana de alimentos (20 mg/kg), no rebasan el valor considerado que causa daño fitotóxico (100 mg/kg), ni las CMA para la Comunidad Económica Europea (50 mg/kg) y las del Ministerio de Agricultura de Canadá (60 mg/kg). El análisis de correlación múltiple indicó asociación significativa ($P \leq 0.01$) del plomo con los contenidos de Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni y Zn, además mostró asociación significativa ($P \leq 0.05$) con el porcentaje de materia orgánica y el porcentaje de fósforo, lo cual puede deberse a la presencia de minerales arcillosos, óxidos de Mn, hidróxidos de Fe y Al y a la materia orgánica en estos suelos, las concentraciones de plomo se ven afectadas por la contaminación atmosférica y el uso de aguas residuales en el riego de estos suelos.

El cinc presentó intervalos de concentraciones de metal pesado total entre 9.76 y 35.8 mg/kg, valores que se encuentran dentro de los rangos normales para la producción sana de alimentos (110

mg/kg) y dentro del valor común para suelos agrícolas (50 mg/kg) y los que causan daño fitotóxico (300 mg/kg); así como también dentro de las CMA para la Comunidad Económica Europea (150 mg/kg) y las del Ministerio de Agricultura de Canadá (220 mg/kg). El análisis de correlación múltiple indicó asociación significativa ($P \leq 0.01$) entre el cinc y el porcentaje de materia orgánica y con los contenidos de Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni y Pb, además mostró asociación significativa ($P \leq 0.05$) con el porcentaje de fósforo. Esto puede deberse a los contenidos de materia orgánica la cual es capaz de mantener fuertemente enlazado a este metal, el cinc se encuentra generalmente asociado con los hidróxidos de hierro y óxidos de aluminio así como también con los minerales arcillosos.

Los resultados anteriores mostraron que las concentraciones de Cd y Cr en todos los suelos exceden las concentraciones aceptables para la producción sana de alimentos, el Co excede el valor común para suelos agrícolas, el níquel excede solamente en el sitio 2 las CMA para la Comunidad Económica Europea. Las concentraciones de los demás metales Cu, Fe, Mn, Pb y Zn se encuentran dentro de los valores comunes para suelos agrícolas, para la producción sana de alimentos, las que causan daño fitotóxico y para las CMA de la Comunidad Económica Europea y las del Ministerio de agricultura de Canadá. Cabe hacer notar que el sitio 2 fue el que mostró las concentraciones más altas para todos los metales, lo cual puede deberse a que su propietario lo ha fertilizado durante un largo periodo con estiércol, que le proporciona gran cantidad de materia orgánica, en la que los metales son adsorbidos con más facilidad, aunado esto a que la clase textural de este suelo es franco arcillo arenosa y que en la zona existe un gran número de invernaderos, los cuales utilizan para el cultivo de las plantas ornamentales, fertilizantes químicos, insecticidas, fungicidas y plaguicidas.

XI.4. CONTENIDO DE METALES PESADOS EXTRAÍBLES EN SUELO.

La determinación de los metales pesados pesados extríbles en suelo se llevó a cabo utilizando las soluciones extractantes de ácido dietilentriaminopentacético (DTPA) a $\text{pH}=7.3$ y DTPA a $\text{pH}=5.3$ las cuales han sido ampliamente utilizadas por diferentes autores debido a que ofrecen buenos resultados para la obtención de los índices de disponibilidad de estos metales.

En la Tabla 14, se presentan las concentraciones de los metales pesados extraíbles con la solución de DTPA a $\text{pH} = 7.3$

Tabla 14. CONCENTRACIONES DE METALES EXTRAÍBLES CON LA SOLUCIÓN EXTRACTANTE DTPA $\text{pH} = 7.3$ EN mg/kg									
Sítios	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1	0.05	2.04	0.07	2.16	18.29	63.50	1.97	0.59	1.00
2	0.07	3.18	0.15	3.93	27.55	107.25	3.03	0.94	2.38
3	0.07	2.35	0.01	0.98	233.88	89.55	1.59	0.97	5.9
4	0.06	2.60	0.03	0.48	277.50	88.13	2.11	0.65	2.53
5	0.04	0.29	0.03	1.15	50.25	6.0	0.40	0.34	1.07
6	0.04	0.45	0.0	1.03	25.38	8.65	0.39	0.70	0.80
7	0.07	2.18	0.02	3.08	32.15	74.13	2.54	0.58	1.89
8	0.04	0.07	0.04	0.02	11.53	7.03	0.23	0.09	0.84
9	0.03	0.06	0.03	0.50	5.10	5.88	0.35	0.76	0.58
10	0.03	0.07	0.02	0.60	10.20	8.88	0.45	0.80	0.57

Las concentraciones obtenidas fueron las siguientes: de 0.03 a 0.07 mg/kg para Cd, de 0.06 a 3.18 mg/kg para el Co, de 0.01 a 0.15 mg/kg para el Cr y no se detectó en el sitio 6, de 0.02 a 3.93 mg/kg para Cu, de 5.10 a 277.50 mg/kg para Fe, de 6.0 a 107.25 mg/kg para Mn, de 0.23 a 3.03 mg/kg para Ni, de 0.09 a 0.97 mg/kg para Pb y de 0.58 a 2.53 mg/kg para Zn.

Las concentraciones de los metales pesados extraíbles con DTPA a pH = 5.3, se muestran en la Tabla 15.

Las concentraciones obtenidas fueron las siguientes: de 0.03 a 0.08 mg/kg para el Cd, al comparar estas concentraciones con las obtenidas con la solución de DTPA a pH=7.3 resultaron ser iguales; de 0.29 a 6.03 mg/kg para el Co al ser comparadas estas concentraciones con las obtenidas con la solución de DTPA a pH=7.3 se observó que para este metal resultó ser mejor la solución de DTPA a pH=5.3; de 0.03 a 0.11 mg/kg para Cr, en los sitios 8, 9 y 10 no se detectó este metal, al compararse las concentraciones entre ambas soluciones de DTPA se observó que para este metal fue mejor la de pH=7.3; de 1.23 a 4.85 mg/kg para el Cu, al ser comparadas estas concentraciones con las obtenidas con la solución de DTPA a pH=7.3, se concluye que para este metal fue mejor la solución de DTPA a pH=5.3; de 13.15 a 311.5 mg/kg para el Fe para este metal resultó como mejor la solución de DTPA a pH=5.3, el sitio 3 presentó una concentración muy alta de Fe, esto puede deberse a la presencia de la materia orgánica y a que en este sitio se utilizan fungicidas para eliminar enfermedades causadas por hongos en el cultivo que se encontraba establecido; de 9.13 a 207.50 mg/kg para el Mn al hacer la comparación de las concentraciones resultó más adecuada para este metal la solución de DTPA a pH=5.3; de 0.40 a 3.83 mg/kg para Ni al compararse las concentraciones se observó que la solución de DTPA a pH=7.3 fue la mejor para este metal; de 0.09 a 2.76 mg/kg para Pb al compararse las concentraciones se encontró que fue mejor la solución de DTPA a pH=5.3; de 0.76 a 5.23 mg/kg para Zn la mejor solución resultó ser la de DTPA a pH=7.3

Tabla 15. CONCENTRACIONES DE METALES EXTRAIBLES CON LA SOLUCIÓN EXTRACTANTE DTPA pH=5.3 EN mg/kg.

Sitios	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1	0.05	3.04	0.08	2.7	26.43	78.33	3.38	1.95	1.20
2	0.08	6.03	0.11	4.85	52.85	207.50	1.59	2.76	5.23
3	0.07	2.77	0.05	2.95	311.50	75.45	2.25	2.19	2.32
4	0.06	3.33	0.04	1.95	180.86	93.50	0.42	2.35	1.07
5	0.03	0.41	0.04	1.43	64.28	14.93	0.40	0.94	1.07
6	0.04	0.53	0.05	1.23	36.98	9.13	2.74	1.01	0.92
7	0.07	3.12	0.03	3.13	40.90	83.50	0.86	1.64	1.081
8	0.04	0.30	0.0	1.55	17.60	33.70	0.86	0.09	0.76
9	0.04	0.29	0.0	2.53	15.33	32.38	0.99	0.88	0.85
10	0.03	0.31	0.0	1.90	13.15	24.23	0.80	0.85	1.48

Lo anterior muestra que de los dos extractantes usados fue mejor quelante para Cr, Ni y Zn el DTPA a pH=7.3, mientras que, para el Co, Cu, Fe, Mn y Pb el mejor extractante fue el DTPA a pH=5.3.

Para el Cd la extracción fue similar con las dos soluciones. Esto puede deberse principalmente a que los metales Co, Cu, Fe, Mn y Pb son más solubles a pH más ácidos, en tanto que el Cr, Ni y Cd son más solubles a pH casi neutros.

XI.5. DISPONIBILIDAD RELATIVA DE LOS METALES PESADOS.

La disponibilidad relativa de los metales pesados indica su comportamiento en los suelos, determina la cantidad de metal pesado disponible para que pueda ser absorbido por las plantas. La disponibilidad relativa de un metal pesado se determina como la fracción de metal pesado extraído con DTPA a pH 7.3 dividido entre la cantidad de metal pesado total presente en el suelo extraído con HNO₃ 4N expresada en porcentaje.

El valor de la disponibilidad relativa para este estudio se calculó utilizando la fracción de metal pesado disponible extraído con DTPA pH 7.3 y la fracción de metal pesado total extraído con HNO₃ 4N.

El valor de la disponibilidad relativa así calculada para los suelos de estudio se presenta en la Tabla 16. En ella se observa que la disponibilidad relativa de los metales pesados no es muy elevada ya que se obtuvo un valor máximo de 65.72 %. Lo cual indica que las concentraciones de los metales extraídos con DTPA a pH = 7.3 no son elevadas.

Sitios	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1	11.36	21.98	0.27	20.0	0.18	30.42	7.22	7.56	5.30
2	13.49	25.62	0.50	20.26	0.20	52.00	9.71	7.51	6.65
3	18.92	32.06	0.07	8.31	3.04	65.72	5.23	11.07	20.09
4	16.66	34.90	0.19	6.15	3.79	64.93	8.33	6.93	10.04
5	16.66	8.10	0.45	20.18	1.60	17.02	2.37	9.02	10.96
6	14.81	10.44	0.0	21.02	0.58	12.23	1.94	17.28	7.20
7	19.44	29.46	0.11	24.64	0.39	58.80	12.87	8.84	8.15
8	17.39	5.83	0.44	0.32	0.22	5.48	1.56	2.50	6.49
9	11.54	2.18	0.21	4.66	0.08	3.53	1.97	21.71	4.92
10	7.89	2.42	0.12	7.88	0.13	5.07	2.08	23.52	5.51

XI.6. ORDEN DE DISPONIBILIDAD RELATIVA DE LOS METALES PESADOS.

El orden de disponibilidad relativa de los metales pesados se observa en la Tabla 17.

En los sitios 1 y 2 los metales pesados de mayor disponibilidad relativa fueron Mn, Co y Cu, los metales pesados de disponibilidad relativa intermedia resultaron ser Cd, Pb y Ni y los de más baja disponibilidad relativa fueron Zn, Cr y Fe. El Fe resultó ser, en ambos sitios, el metal de menor disponibilidad relativa, no obstante que es el elemento que se encuentra en mayor proporción total en casi todos los suelos.

Para el sitio 3, se observa que los metales pesados de mayor disponibilidad relativa fueron el Mn, Co y Zn, los de disponibilidad relativa intermedia Cd, Pb y Cu y los de menor disponibilidad relativa Ni, Fe y Cr.

SITIO	TIPO DE AGUA DE RIEGO.	ORDEN DE DISPONIBILIDAD DE LOS METALES PESADOS.
1	Río Cantarranas	Mn > Co > Cu > Cd > Pb > Ni > Zn > Cr > Fe
2	Río Cantarranas	Mn > Co > Cu > Cd > Ni > Pb > Zn > Cr > Fe
3	Río Cantarranas	Mn > Co > Zn > Cd > Pb > Cu > Ni > Fe > Cr
4	Pozo	Mn > Co > Cd > Zn > Ni > Pb > Cu > Fe > Cr
5	Pozo	Cu > Mn > Cd > Zn > Pb > Co > Ni > Fe > Cr
6	Río Nexapa	Cu > Pb > Cd > Mn > Co > Zn > Ni > Fe > Cr
7	Río Nexapa	Mn > Co > Cu > Cd > Ni > Pb > Zn > Fe > Cr
8	Río Nexapa	Cd > Zn > Co > Mn > Pb > Ni > Cr > Cu > Fe
9	Río Nexapa	Pb > Cd > Zn > Cu > Mn > Co > Ni > Cr > Fe
10	Río Nexapa	Pb > Cd > Cu > Zn > Mn > Co > Ni > Fe > Cr

Para los sitios 4 y 5, suelos que son regados con agua de pozo, la disponibilidad relativa muestra una gran variación. Para el sitio 4, los metales pesados de mayor disponibilidad relativa fueron el Mn, Co y Cd, los de disponibilidad relativa intermedia, correspondieron al Zn, Ni y Pb y los de menor disponibilidad relativa Cu, Fe y Cr. Para el sitio 5, los metales de mayor disponibilidad relativa fueron; Cu, Mn y Cd, los de intermedia Zn, Pb y Co, mientras que los de menor disponibilidad relativa resultaron ser el Ni, Fe y Cr.

En el sitio 6 que son suelos regados con aguas residuales del río Nexapa se observa que en general los metales pesados de mayor disponibilidad relativa fueron el Cu, Pb y Cd, los de disponibilidad relativa intermedia Mn, Co y Zn, y los de disponibilidad relativa menor Ni, Fe y Cr.

Para el sitio 7 los metales pesados de mayor disponibilidad relativa fueron el Mn, Co y Cu, los de disponibilidad relativa intermedia Cd, Ni y Pb y los de menor disponibilidad relativa Zn, Fe y Cr.

Para el sitio 8, los metales pesados de mayor disponibilidad relativa fueron el Cd, Zn y Co los de disponibilidad relativa intermedia Mn, Pb y Ni y los de menor disponibilidad Cr, Cu y Fe.

En cuanto al sitio 9, los metales de mayor disponibilidad relativa fueron el Pb, Cd y Zn los de disponibilidad relativa intermedia Cu, Mn y Co y los de menor disponibilidad Ni, Cr y Fe.

Para el sitio 10, los metales pesados de mayor disponibilidad relativa fueron el Pb, Cd y Cu, los de disponibilidad relativa intermedia Zn, Mn y Co, y los de menor disponibilidad Ni, Fe y Cr.

Cabe hacer notar que los suelos que son regados con aguas negras del río Nexapa a diferencia de los suelos que son regados con aguas del río Cantarranas y de pozo presentaron mayor disponibilidad relativa de los metales que se consideran más contaminantes.

XI.7. PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL AGUA DE RIEGO.

XI.7.1. Interpretación de los resultados de las propiedades físicas y químicas del agua de riego (datos del primer muestreo).

Los resultados de las propiedades físicas y químicas de tres muestreos realizados a las aguas del río Cantarranas, de pozo y residuales del río Nexapa, que se utilizan para el riego agrícola en la zona de estudio Atlixco y Huaquechula, Pue., se interpretaron de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-CCA-032-ECOL/1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las aguas residuales de origen urbano o municipal para su uso en el riego agrícola. En la Tabla 18, se muestran los resultados del 1er muestreo de agua de la zona de riego de Atlixco y Huaquechula. La temperatura del agua varió entre 19 y 22°C, no exceden el límite máximo permisible de 40°C. El pH presentó un rango entre 6.9 y 8.3 también se encuentran dentro de los límites máximos permisibles. La conductividad eléctrica presentó valores entre 262 y 1373 micromhos/cm quedando dentro del límite establecido, los valores más altos fueron para las muestras del río Nexapa.

La demanda bioquímica de oxígeno, varió entre 8.0 y 21.33 mg/l, los cuales no exceden el valor establecido por la Norma Oficial. Los sólidos suspendidos totales mostraron valores entre 28.0 y 270.0 mg/l, observándose que en los sitios 6, 7, 8, 9 y 10 regados con las aguas residuales del río Nexapa los valores obtenidos exceden el límite máximo permisible de 120 mg/l. Los sólidos sedimentables, los valores variaron entre 0.0 y 20.0 mg/l, y solamente el sitio 10 excedió el límite máximo permisible de 5 mg/l establecido en la Norma.

Respecto a las grasas y aceites se obtuvieron valores entre 1.5 y 75.43 mg/l; el sitio 1, (agua del río Cantarranas) excedió el límite permisible, lo cual puede deberse a la existencia del criadero de truchas de Atlimeyaya, en donde el alimento para peces contiene muchas grasas. También en el sitio 10 (agua del río Nexapa), el valor obtenido excedió el límite establecido por la Norma Oficial de 60 mg/l.

En cuanto a la reacción al azul de metileno (detergentes), se obtuvieron valores entre 0.1 y 0.3 mg/l, los cuales no exceden el límite establecido en la Norma Oficial.

El boro mostró un rango entre 0.1 y 0.3 mg/l, el cual no excede el valor normado.

**Tabla 18. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL AGUA DE RIEGO.
(1er MUESTREO).**

		Temp.	Potencial de hidrógeno	Conductividad eléctrica	Demanda bioquímica de oxígeno	Sólidos suspendidos totales	Sólidos sedimentables	Grasas y aceites	Sustancias activas al azul de metileno	Boro
Sitio No.	Tipo de agua	°C	Unidades de pH	µmhos/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1	Río Cantarranas	19	8.3	262	64.5	28.0	0.3	75.43	1.50	0.2
2	Río Cantarranas	19	8.3	270	52.0	53.0	0.2	49.00	2.00	0.2
3	Río Cantarranas	20	7.8	494	70.5	36.0	0.1	12.13	1.46	0.2
4	Pozo	21	7.4	665	4.3	23.6	0.0	1.50	0.0	0.1
5	Pozo	21	6.9	903	5.2	71.0	0.0	2.50	0.0	0.2
6	Río Nexapa	20	7.9	1166	125	184.0	4.1	39.46	1.79	0.2
7	Río Nexapa	22	8.1	1190	124	214.0	4.2	22.56	1.83	0.2
8	Río Nexapa	22	7.7	1125	120	219.0	2.7	48.39	1.74	0.1
9	Río Nexapa	21	7.9	1132	98.6	142.0	4.0	52.82	1.98	0.1
10	Río Nexapa	22	8.0	1373	125	270.0	20.0	66.83	5.98	0.3
NOM-CCA-032 ECOL/1993		40	6-8.5	2000	120.0	120.0	5.0	60.0	30.0	1.5

XI.7.2. Interpretación de los resultados de las propiedades físicas y químicas del agua de riego (datos del segundo muestreo).

En la Tabla 19, se observa que la temperatura del agua varió entre 17 y 22°C, no excede el límite máximo permisible de 40°C. El pH presentó un rango entre 7.2 y 8.1, también se encuentra dentro de los límites máximos permisibles. La conductividad eléctrica presentó valores entre 239 y 1279 micromhos/cm, quedando dentro del límite establecido, los valores más altos fueron los del río Nexapa.

La demanda bioquímica de oxígeno varió entre 3.0 a 143.73 mg/l, los sitios 2, 3 y 6 exceden el límite máximo establecido en la Norma.

Los sólidos suspendidos totales presentaron valores entre 31 y 242 mg/l, el sitio 5 (agua de pozo) y los sitios 6, 7, 8, 9 y 10 (agua del río Nexapa) exceden el límite máximo permisible establecido en la Norma. Los sólidos sedimentables variaron entre 0.0 y 20.0 ml/l, siendo el sitio 10 (agua del río Nexapa) el que excede el valor establecido por la Norma.

**Tabla 19. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL AGUA DE RIEGO.
(2° MUESTREO)**

		Temp.	Potencial de hidrógeno	Conductividad eléctrica	Demanda bioquímica de oxígeno	Sólidos suspendidos totales	Sólidos sedimentables	Grasas y aceites	Sustancias activas al azul de metileno	Boro
Sitio No.	Tipo de agua	°C	Unidades de pH	µmhos/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	Mg/l
1	Río Cantarranas	17	8.0	239	65.3	50.0	0.5	80.00	1.30	0.3
2	Río Cantarranas	17	8.1	240	49.9	56.0	0.2	78.49	1.12	0.3
3	Río Cantarranas	19	7.8	452	69.0	31.0	0.1	90.00	1.50	0.2
4	Pozo	20	7.4	567	4.0	10.6.0	0.0	1.00	0.0	0.1
5	Pozo	21	7.2	844	5.0	149.0	0.0	2.00	0.0	0.4
6	Río Nexapa	23	8.1	1253	154.0	194.0	4.3	50.83	2.43	0.8
7	Río Nexapa	22	8.0	1285	150.0	212.0	4.3	73.90	2.54	0.7
8	Río Nexapa	23	8.1	1270	132.0	214.0	3.0	41.29	1.89	0.1
9	Río Nexapa	22	8.0	1269	157.0	191.0	4.0	79.54	2.16	0.7
10	Río Nexapa	22	7.8	1279	120.0	242.0	20.0	62.84	3.15	0.7
NOM-CCA-032 ECOL/1993		40	6-8.5	2000	120.0	120.0	5.0	60.0	30.0	1.5

Respecto a las grasas y aceites se obtuvieron valores entre 1.0 y 90.0 mg/l, siendo los sitios 1, 2, 3 (agua del río Cantarranas) y los sitios 7, 9 y 10 (agua del río Nexapa) los que exceden los límites establecidos en la Norma Oficial.

En cuanto a la reacción al azul de metileno (detergentes), presentaron valores entre 0.0 y 3.15 mg/l, no excediendo el valor normado.

Para el boro se obtuvo un rango entre 0.1 y 0.8 mg/l, los cuales se encuentran dentro del límite máximo establecido por la Norma Oficial Mexicana.

XI.7.3. Interpretación de los resultados de las propiedades físicas y químicas del agua de riego (datos del tercer muestreo).

En la Tabla 20, se presentan los resultados del 3 er muestreo de agua, de la zona de riego de Atlixco y Huaquechula. La temperatura del agua varió entre 18 y 23°C, no excede el límite máximo permisible. En la Figura 6, se observa la variación de la temperatura para los tres muestreos de agua.

Tabla 20. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL AGUA DE RIEGO.
(3er MUESTREO)

		Temp.	Potencial de hidrógeno	Conductividad eléctrica	Demanda bioquímica de oxígeno	Sólidos suspendidos totales	Sólidos sedimentables	Grasas y aceites	Sustancias activas al azul de metileno	Boro
Sitio No.	Tipo de agua	°C	Unidades de pH	µmhos/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1	Río Cantarranas	18	7.9	229	72.0	47.0	2.5	23.3	1.46	0.1
2	Río Cantarranas	18	8.3	240	76.0	53.0	0.7	40.00	1.30	0.2
3	Río Cantarranas	20	8.0	388	85.0	57.0	1.5	8.0	1.50	0.2
4	Pozo	21	7.3	659	4.0	106.0	0.0	2.0	0.0	0.2
5	Pozo	22	7.0	1008	5.0	187.0	0.0	5.4	0.0	0.4
6	Río Nexapa	23	8.2	760	120.0	101.0	1.9	1.1	3.18	0.2
7	Río Nexapa	22	8.0	759	142.0	84.0	2.5	3.6	3.16	0.2
8	Río Nexapa	23	8.2	859	153.0	133.0	2.5	2.3	2.99	0.1
9	Río Nexapa	22	8.0	833	157.0	144.0	2.6	44.7	4.16	0.1
10	Río Nexapa	22	8.3	783	125.0	59.0	2.7	150.0	6.33	0.2
NOM-CCA-032 ECOL/ 1993		40	6-8.5	2000	120.0	120.0	5.0	60.0	30.0	1.5

El pH presentó un rango entre 7.0 y 8.3 también se encuentra dentro de los límites máximos permisibles, en la Figura 7 se observan las variaciones de pH de los tres muestreos de agua. La conductividad eléctrica mostró valores entre 229 y 1008 micromhos/cm, quedando dentro del límite establecido. La Figura 8 muestra las variaciones de este parámetro para los tres muestreos de agua.

La demanda bioquímica de oxígeno varió entre 4.0 y 25.92 mg/l, no excediendo el valor normado, en la Figura 9 se observa variación de este parámetro para los tres muestreos de agua.

Para los sólidos suspendidos totales se obtuvieron valores entre 47.0 y 187.0 mg/l, siendo los sitios 5, 8 y 9 los que exceden el valor normado, variaciones que se observan en la Figura 10 para los tres muestreos de agua. En cuanto a los sólidos sedimentables los valores se encontraron entre 0.0 y 2.7 ml/l, los cuales no exceden el límite máximo establecido, la Figura 11 muestra las variaciones para los tres muestreos de agua.

Respecto a las grasas y aceites se obtuvieron valores entre 1.1 y 150.0 mg/l, siendo el sitio 10 (agua del río Nexapa) el que excede el valor establecido en la Norma. Las variaciones de las concentraciones para éste parámetro pueden apreciarse en la Figura 12.

En cuanto a la reacción al azul de metileno (detergentes) se obtuvieron valores entre 0.0 y 6.33 mg/l, no excediendo el valor máximo permisible. La variación de las concentraciones de detergentes en mg/l se muestra en la Figura 13.

El boro presentó valores entre 0.1 y 0.4 mg/l, no excediendo el valor establecido en la Norma. Las variaciones de las concentraciones de boro en mg/l se observan en la Figura 14.

FIGURA 6. VARIACIONES DE TEMPERATURA EN °C DE LOS TRES MUESTREOS DE AGUA DE LA ZONA DE RIEGO DE HUAQUECHULA Y ATLIXCO, PUEBLA.

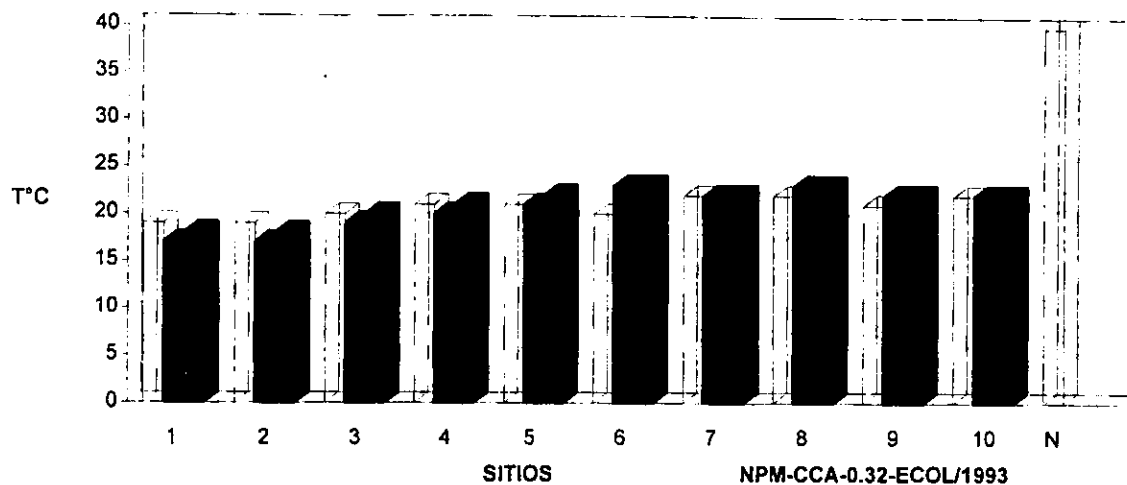


FIGURA 7. VARIACIONES DEL pH EN LOS TRES MUESTREOS DE AGUA DE LA ZONA DE RIEGO DE HUAQUECHULA Y ATLIXCO, PUEBLA.

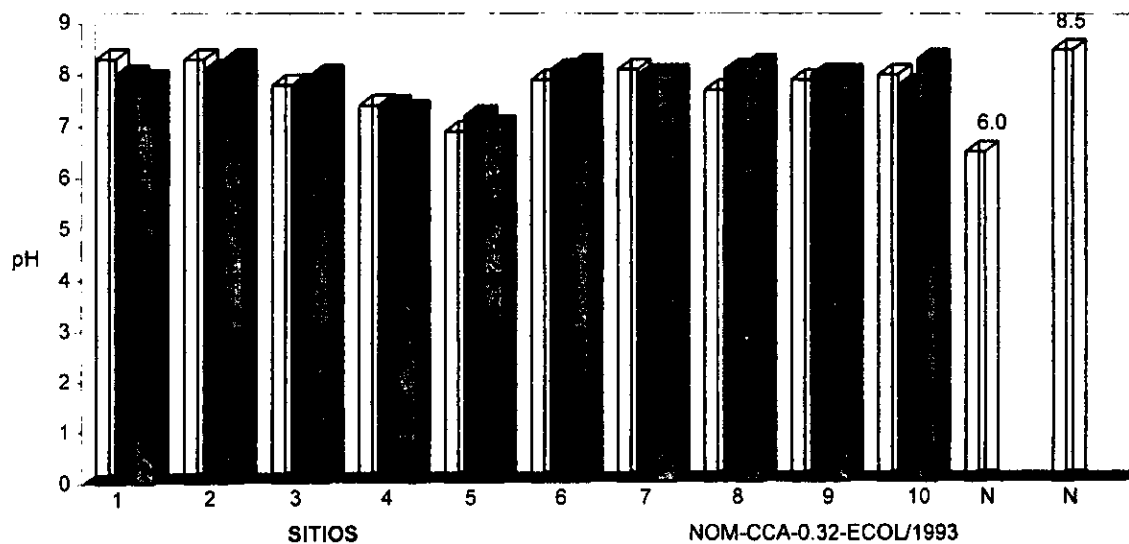


FIGURA 8. VARIACIONES DE LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA EN micromhos/cm DE LOS TRES MUESTREOS DE AGUA DE LA ZONA DE RIEGO DE HUAQUECHULA Y ATLIXCO, PUEBLA.

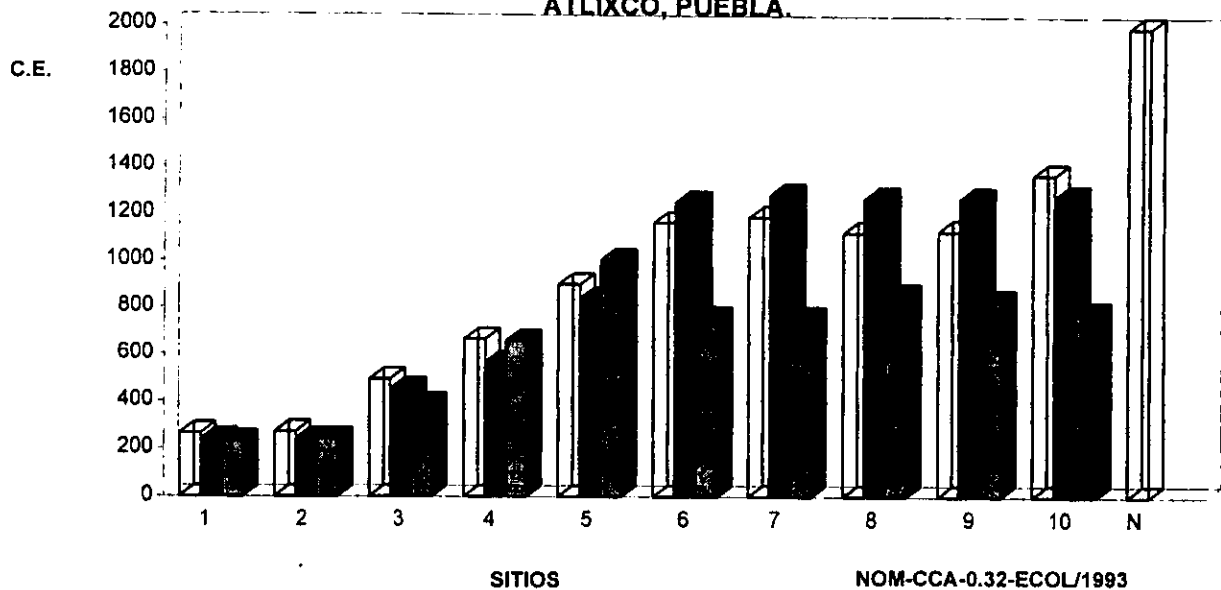


FIGURA 9. VARIACIONES DE LA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO EN mg/l DE LOS TRES MUESTREOS DE AGUA DE LA ZONA DE RIEGO DE HUAQUECHULA Y ATLIXCO, PUEBLA.

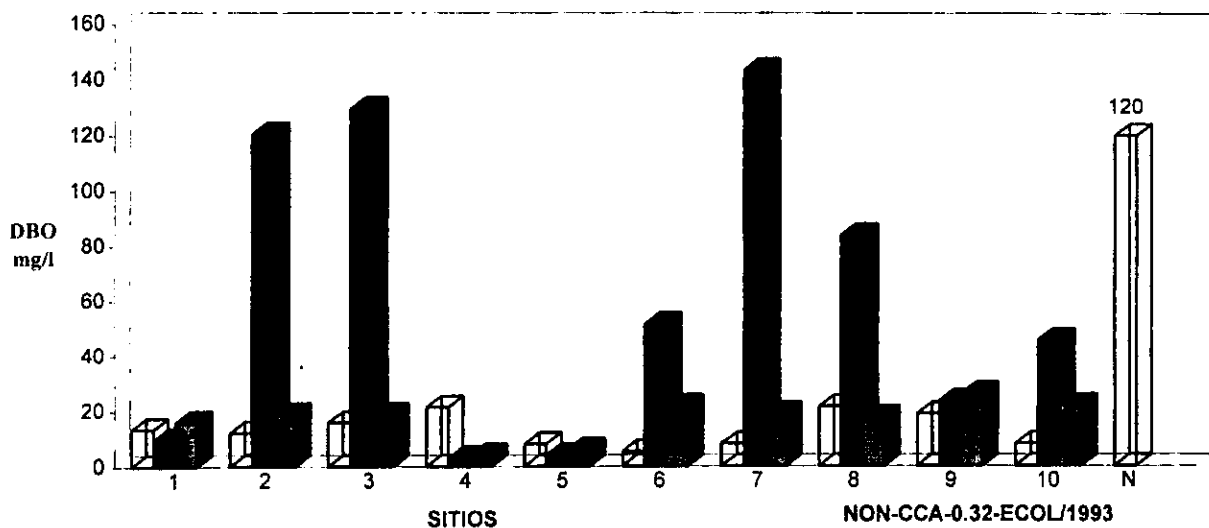


FIGURA 10. VARIACIONES DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS EN mg/l TOTALES DE LOS TRES MUESTREOS DE AGUA DE LA ZONA DE RIEGO DE HUAQUECHULA Y ATLIXCO, PUEBLA.

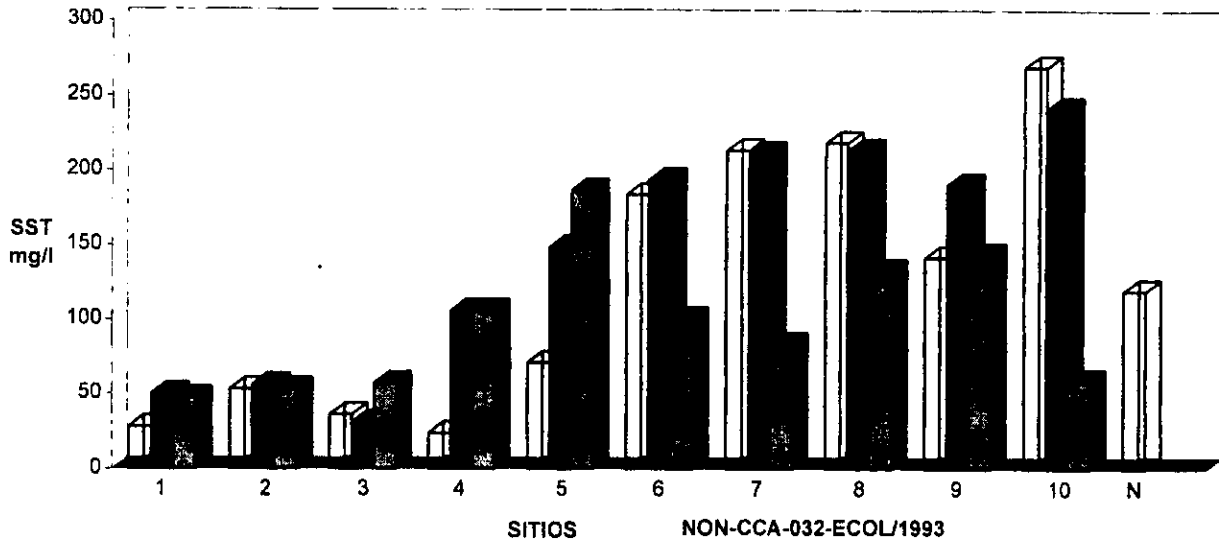


FIGURA 11. VARIACIONES DE SÓLIDOS SEDIMENTABLES EN mg/l DE LOS TRES MUESTREOS DE AGUA DE LA ZONA DE RIEGO DE HUAQUECHULA Y ATLIXCO, PUEBLA.

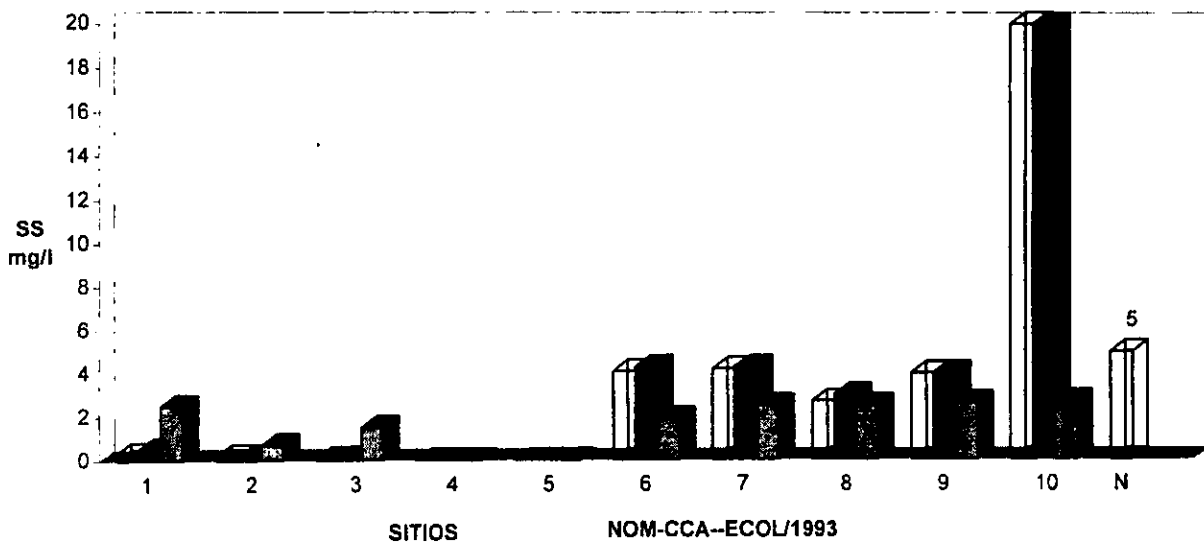


FIGURA 12. VARIACIONES DE GRASAS Y ACEITES EN mg/l DE LOS TRES MUESTREOS DE AGUA DE LA ZONA DE RIEGO DE HUAQUECHULA Y ATLIXCO, PUEBLA.

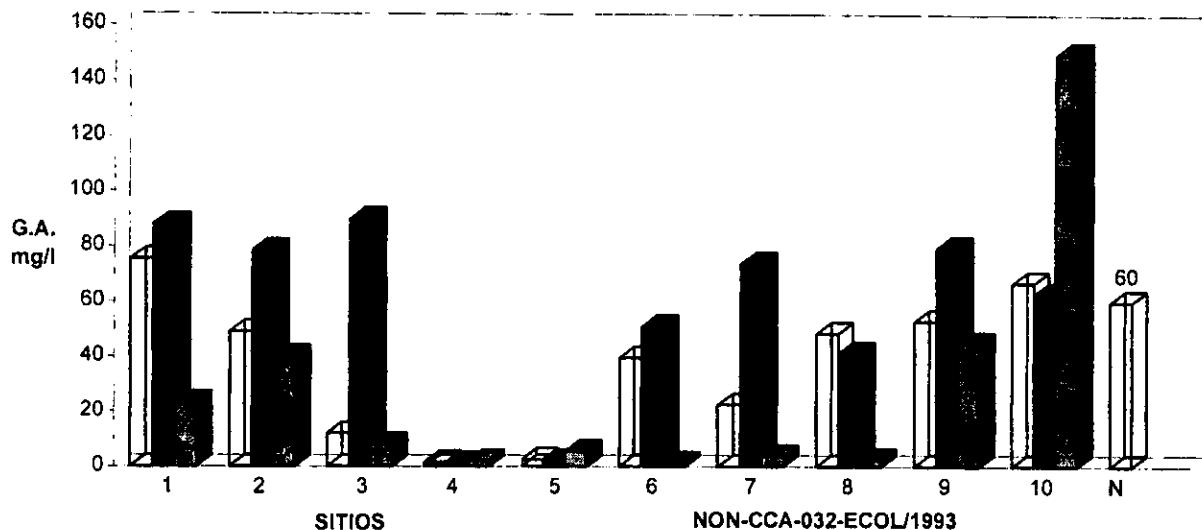


FIGURA 13. VARIACIONES DE SUSTANCIAS ACTIVAS AL AZUL DE METILENO mg/l DE LOS TRES MUESTREOS DE AGUA DE LA ZONA DE RIEGO DE HUAQUECHULA Y ATLIXCO, PUEBLA.

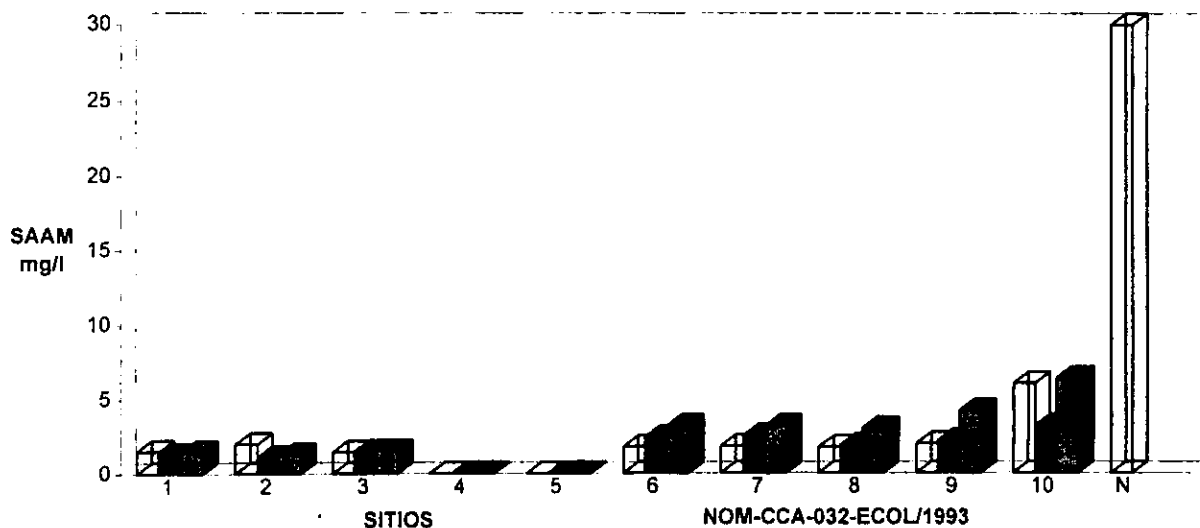
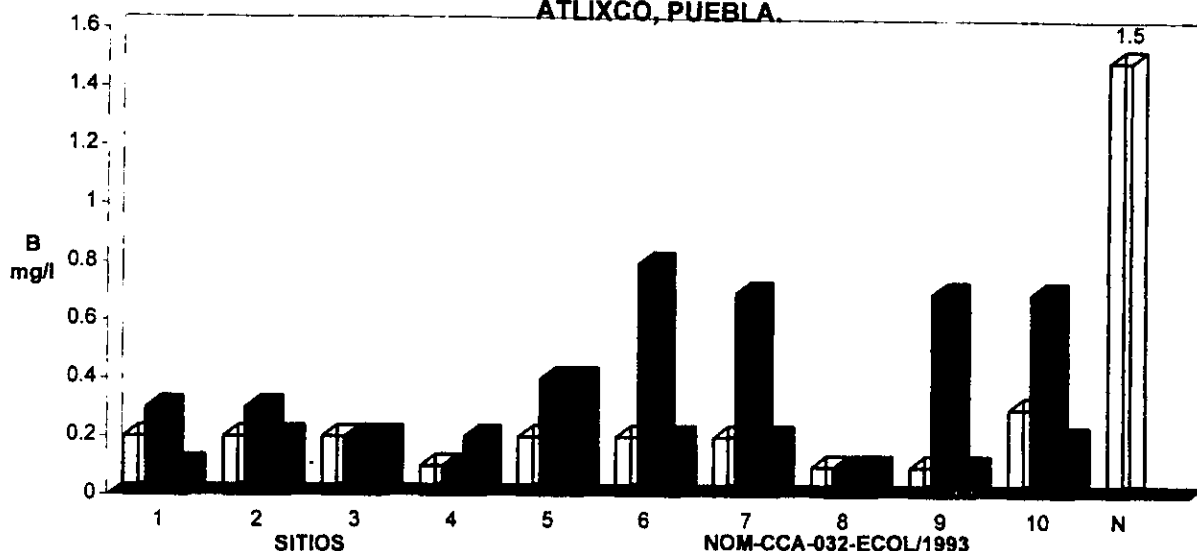


FIGURA 14. VARIACIONES DE LAS CONCENTRACIONES DE BORO mg/l DE LOS TRES MUESTREOS DE AGUA DE LA ZONA DE RIEGO DE HUAQUECHULA Y ATLIXCO, PUEBLA.



XI.8. CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS TOTALES EN AGUA.

XI.8.1. Interpretación de los resultados de las concentraciones de los metales pesados totales en agua (datos del primer muestreo).

Los resultados de las concentraciones de los metales pesados totales en el agua que se utiliza para el riego agrícola de la zona de estudio de Huaquechula y Atlixco se interpretaron considerando las concentraciones máximas permisibles establecidas en la Norma Oficial Mexicana NOM-CCA-032-ECOL/1993.

Para el 1er muestreo de agua, las concentraciones de los metales pesados totales se muestran en la Tabla 21.

El Cd fue detectado en los diez sitios de muestreo, obteniéndose concentraciones de 0.001 y 0.003 mg/l, valores que no exceden el límite establecido por la Norma.

En cuanto al Co se obtuvieron valores de concentración entre 0.001 y 0.004 mg/l, se considera que estos valores no exceden el límite máximo de concentración permitido por no encontrarse normado.

Para el Cr se obtuvieron valores entre 0.001 y 0.05 mg/l, no excediendo el valor normado como límite máximo.

El Cu presentó valores que oscilaron entre 0.0 y 0.1 mg/l, no excediendo el límite máximo permisible.

En cuanto al Fe se encontraron valores de 0.10 y 2.55 mg/l, observándose que los sitios que presentaron mayores concentraciones son los del agua residual del río Nexapa, no excediendo la concentración permisible.

El Mn presentó valores de concentraciones entre 0.003 y 0.30 mg/l, observándose que los sitios 6, 7, 8, 9 y 10 los cuales son regados con aguas residuales del río Nexapa, exceden el límite máximo permisible establecido en la Norma Oficial Mexicana.

Tabla 21. CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS TOTALES EN AGUA PARA RIEGO AGRÍCOLA Y LOS LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES EN mg/l.										
(1er MUESTREO)										
SITIO NO.	TIPO DE AGUA	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1	Río Cantarranas	0.001	0.002	0.05	0.0	0.40	0.01	0.01	0.003	0.01
2	Río Cantarranas	0.001	0.001	0.01	0.0	0.40	0.01	0.01	0.001	0.01
3	Río Cantarranas	0.001	0.004	0.01	0.0	0.40	0.02	0.01	0.002	0.01
4	Pozo	0.001	0.001	0.002	0.0	0.10	0.003	0.01	0.002	0.10
5	Pozo	0.003	0.003	0.001	0.0	0.10	0.003	0.01	0.0	0.10
6	Río Nexapa	0.002	0.001	0.01	0.0	0.60	0.30	0.01	0.002	0.03
7	Río Nexapa	0.002	0.002	0.01	0.0	0.90	0.30	0.01	0.002	0.02
8	Río Nexapa	0.002	0.001	0.01	0.0	0.90	0.30	0.01	0.0	0.02
9	Río Nexapa	0.002	0.001	0.01	0.0	0.80	0.30	0.01	0.0	0.01
10	Río Nexapa	0.002	0.002	0.04	0.1	2.55	0.30	0.01	0.0	0.02
NOM-CCA-032-ECOL/1993		0.01	NN	0.1	0.2	5.0	0.2	0.2	5.0	2.0

NN=No normado

En lo que se refiere a las concentraciones de Ni, presentaron valores de 0.01 mg/l en todos los sitios, indicando que se encuentran dentro del límite permisible.

Para el Pb se obtuvieron valores de concentración entre 0.0 y 0.003 mg/l, observándose que las concentraciones más bajas se presentan en los sitios que son regados con aguas residuales del río Nexapa, no excediendo en ningún caso el límite establecido por la Norma Oficial,

Para el Zn se obtuvieron concentraciones que oscilaron entre 0.01 y 0.10 mg/l, no excediendo en ningún caso el límite establecido por la Norma Oficial Mexicana.

XI.8.2. Interpretación de los resultados de las concentraciones de los metales pesados totales en agua (datos del segundo muestreo).

Las concentraciones de los metales pesados totales en agua del 2° muestreo se muestran en la Tabla 22.

Para el Cd se obtuvieron valores de concentración entre 0.001 y 0.01 mg/l, los valores más bajos se observan en las aguas del río Cantarranas y las de pozo, observándose un aumento en las aguas residuales del río Nexapa, en las que el sitio 10 alcanza la concentración establecida como límite máximo.

En cuanto al Co las concentraciones obtenidas oscilaron entre 0.0 y 0.01 mg/l, encontrándose las concentraciones más altas en los sitios que son regados con agua residual del río Nexapa, notándose que el aumento en su concentración con respecto al 1er muestreo fue 10 veces mayor, aunque este metal aún no se encuentra normado.

Para el Cr se obtuvieron concentraciones entre 0.002 y 0.10 mg/l, observándose que su concentración es 10 veces más alta con respecto al primer muestreo para los sitios que son regados con aguas residuales, alcanzando el límite máximo permitido en la Norma Oficial Mexicana.

Con respecto al Cu se obtuvieron concentraciones entre 0.01 y 0.20 mg/l, haciéndose la comparación de que este metal casi no se detectó en el 1er muestreo, excepto en el sitio 10, y para el 2° muestreo se detectó en todos los sitios, sobre todo en aquellos regados con aguas residuales del río Nexapa en los que alcanzan el valor aceptado como límite máximo permisible.

Para el Fe se obtuvieron concentraciones entre 0.10 y 5.54 mg/l, observándose que los sitios que son regados con aguas del río Cantarranas las concentraciones aumentaron con respecto al 1er muestreo y

para los que son regados con aguas residuales las concentraciones de este metal aumentaron tres veces más para los sitios 6, 7, 8 y 9, mientras que, para el sitio 10 se duplicó su concentración, excediendo así el límite máximo establecido en la Norma Oficial Mexicana.

Para el Mn se obtuvieron concentraciones entre 0.001 y 0.3 mg/l, observándose que las concentraciones más altas se presentaron en los sitios 6, 7, 8, 9 y 10, los cuales son regados con aguas residuales; excediendo todos ellos el límite máximo permisible establecido en la Norma.

En cuanto al Ni se obtuvieron concentraciones entre 0.003 y 0.10 mg/l, también se observa el aumento en las concentraciones de este metal con respecto al 1er muestreo para los sitios que son regados con aguas residuales, no excediendo el límite máximo permisible.

En el caso del Pb, se obtuvieron concentraciones entre 0.0 y 0.20 mg/l, observándose que las concentraciones aumentan considerablemente respecto al 1er muestreo, sobre todo en aquellos sitios que son regados con aguas residuales, sin embargo no exceden el límite máximo permisible.

Para el Zn se obtuvieron concentraciones entre 0.01 a 0.5 mg/l, se observa que para los sitios regados con aguas residuales, las concentraciones aumentan casi 10 veces más que las del primer muestreo; para el sitio 10 la concentración aumentó 25 veces más, no excediendo en ningún caso el límite máximo establecido en la Norma.

Tabla 22. CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS TOTALES EN AGUA PARA RIEGO AGRÍCOLA Y LOS LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES EN mg/l.
(2º MUESTREO)

SITIO NO.	TIPO DE AGUA	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1	Río Cantarranas	0.001	0.0	0.002	0.001	0.70	0.03	0.003	0.01	0.02
2	Río Cantarranas	0.001	0.002	0.004	0.02	0.60	0.02	0.01	0.01	0.02
3	Río Cantarranas	0.001	0.003	0.004	0.03	0.30	0.02	0.01	0.01	0.02
4	Pozo	0.001	0.002	0.01	0.01	0.10	0.002	0.01	0.0	0.03
5	Pozo	0.002	0.002	0.01	0.01	0.10	0.001	0.01	0.0	0.01
6	Río Nexapa	0.002	0.01	0.10	0.20	4.33	0.5	0.02	0.04	0.2
7	Río Nexapa	0.003	0.01	0.10	0.20	4.05	0.5	0.04	0.04	0.2
8	Río Nexapa	0.003	0.01	0.10	0.20	4.25	0.4	0.02	0.03	0.1
9	Río Nexapa	0.003	0.01	0.10	0.20	3.71	0.4	0.02	0.03	0.1
10	Río Nexapa	0.01	0.01	0.10	0.20	5.54	0.9	0.10	0.20	0.5
NOM-CCA-032-ECOL/1993		0.01	NN	0.1	0.2	5.0	0.2	0.2	5.0	2.0

N= No Normado

XI.8.3. Interpretación de los resultados de las concentraciones de los metales pesados totales en agua (datos del tercer muestreo).

Las concentraciones de los metales pesados totales del 3er muestreo de agua se presentan en la Tabla 23.

El Cd presentó concentraciones de 0.001 y 0.003 mg/l, no excediendo el límite establecido por la Norma, las variaciones de las concentraciones de Cd para los tres muestreos de agua se observan en la Figura 15.

Las concentraciones obtenidas de Co variaron entre 0.001 y 0.01 mg/l, considerando que no exceden el límite máximo, debido a que este metal no está normado por la Legislación Mexicana; en la Figura 16, se observan las variaciones en cuanto a este metal durante los tres muestreos de agua.

En cuanto al Cr se obtuvieron concentraciones entre 0.002 y 0.01 mg/l, se observa que en este muestreo las concentraciones de los sitios que son regados con aguas residuales disminuyen considerablemente y no exceden el límite máximo permisible; las variaciones de los tres muestreos se observan en la Figura 17, en la cual se nota claramente que es en la época de estiaje cuando los sitios son regados con aguas residuales del río Nexapa exceden la Norma Oficial Mexicana.

Las concentraciones de Cu obtenidas variaron entre 0.003 a 0.02 mg/l, observándose que las concentraciones de los sitios que son regados con aguas residuales disminuyeron considerablemente, no excediendo el límite máximo establecido en la Norma; la variación de sus concentraciones durante los tres muestreos se observa en la Figura 18.

Para el Fe se obtuvieron concentraciones que variaron entre 0.1 y 2.06 mg/l, observándose una considerable reducción en la concentración para los sitios regados con aguas residuales; sin embargo, presentaron un ligero aumento en los sitios regados con agua del río Cantarranas, aunque no exceden el límite permisible establecido en la Norma Oficial; estas variaciones se observan en la Figura 19.

El Mn mostró concentraciones de 0.0.01 a 0.2 mg/l, observándose que los sitios regados con aguas residuales del río Nexapa alcanzan la concentración aceptada como límite máximo permisible.

Tabla 23. CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS TOTALES EN AGUA PARA RIEGO AGRÍCOLA Y LOS LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES EN mg/l.
(3er MUESTREO)

SITIO NO.	TIPO DE AGUA	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1	Río Cantarranas	0.001	0.001	0.004	0.01	1.98	0.10	0.01	0.01	0.03
2	Río Cantarranas	0.001	0.001	0.003	0.01	0.8	0.10	0.01	0.01	0.03
3	Río Cantarranas	0.003	0.002	0.003	0.01	0.8	0.10	0.01	0.01	0.05
4	Pozo	0.001	0.002	0.002	0.003	0.1	0.01	0.02	0.01	0.01
5	Pozo	0.001	0.002	0.002	0.003	0.5	0.01	0.01	0.02	0.01
6	Río Nexapa	0.001	0.01	0.01	0.01	1.55	0.2	0.03	0.02	0.1
7	Río Nexapa	0.001	0.01	0.01	0.01	3.14	0.2	0.02	0.03	0.1
8	Río Nexapa	0.001	0.01	0.01	0.02	1.23	0.2	0.02	0.03	0.1
9	Río Nexapa	0.001	0.01	0.01	0.01	1.04	0.2	0.02	0.03	0.1
10	Río Nexapa	0.001	0.01	0.01	0.01	2.06	0.2	0.03	0.03	0.1
NOM-CCA-032-ECOL/1993		0.01	NN	0.1	0.2	5.0	0.2	0.2	5.0	2.0

NN= No Normado.

Las variaciones en cuanto a este elemento se observan en la Figura 20, la cual muestra las variaciones de las concentraciones del Mn durante los tres muestreos de agua, tanto en la época de estiaje como en la de lluvias; este elemento alcanza o excede la Norma Oficial Mexicana.

En cuanto al Ni se obtuvieron concentraciones entre 0.01 y 0.03 mg/l, observándose que en ningún caso es excedido el límite máximo permisible establecido en la Norma; la variación de las concentraciones de este elemento se observa en la Figura 21.

El Pb se obtuvo en concentraciones de 0.01 y 0.03 mg/l, no excediendo el límite máximo permisible establecido en la Norma; la variación de las concentraciones durante los tres muestreos de agua se presenta en la Figura 22.

Del Zn se obtuvieron concentraciones de 0.01 a 0.1 mg/l, los cuales no exceden el límite máximo establecido por la Norma Oficial Mexicana; la variación de sus concentraciones durante los tres muestreos se muestra en la Figura 23.

FIGURA 15. VARIACIONES DE LAS CONCENTRACIONES DE CADMIO mg/l DE LOS TRES MUESTREOS DE AGUA DE LA ZONA DE RIEGO DE HUAQUECHULA Y ATLIXCO, PUEBLA.

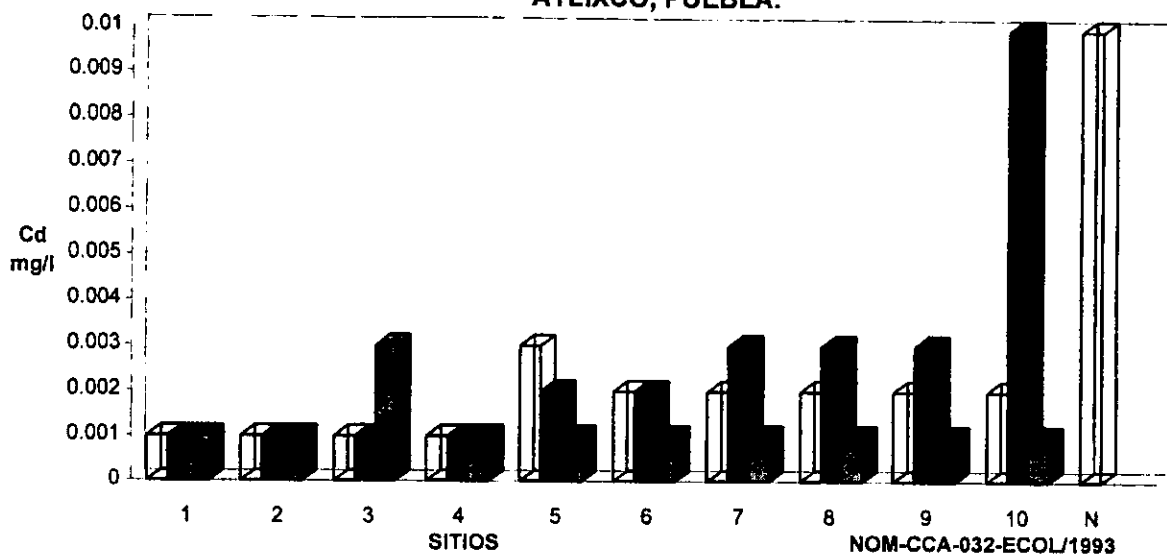


FIGURA 16. VARIACIONES DE LAS CONCENTRACIONES DE COBALTO mg/l DE LOS TRES MUESTREOS DE AGUA DE LA ZONA DE RIEGO DE HUAQUECHULA Y ATLIXCO, PUEBLA.

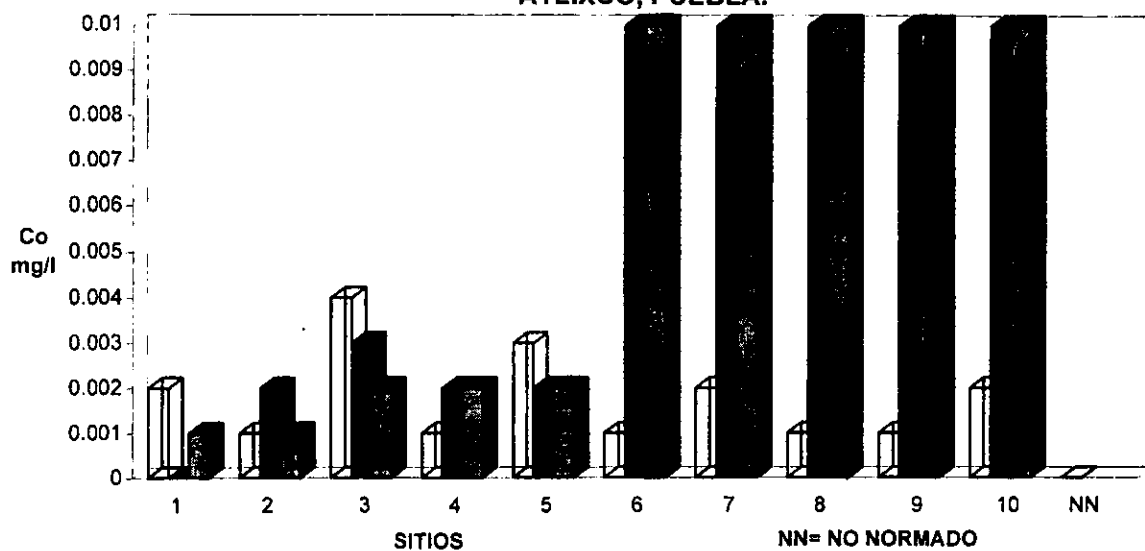


FIGURA 17. VARIACIONES DE LAS CONCENTRACIONES DE CROMO mg/l DE LOS TRES MUESTREOS DE AGUA DE LA ZONA DE RIEGO DE HUAQUECHULA Y ATLIXCO, PUEBLA.

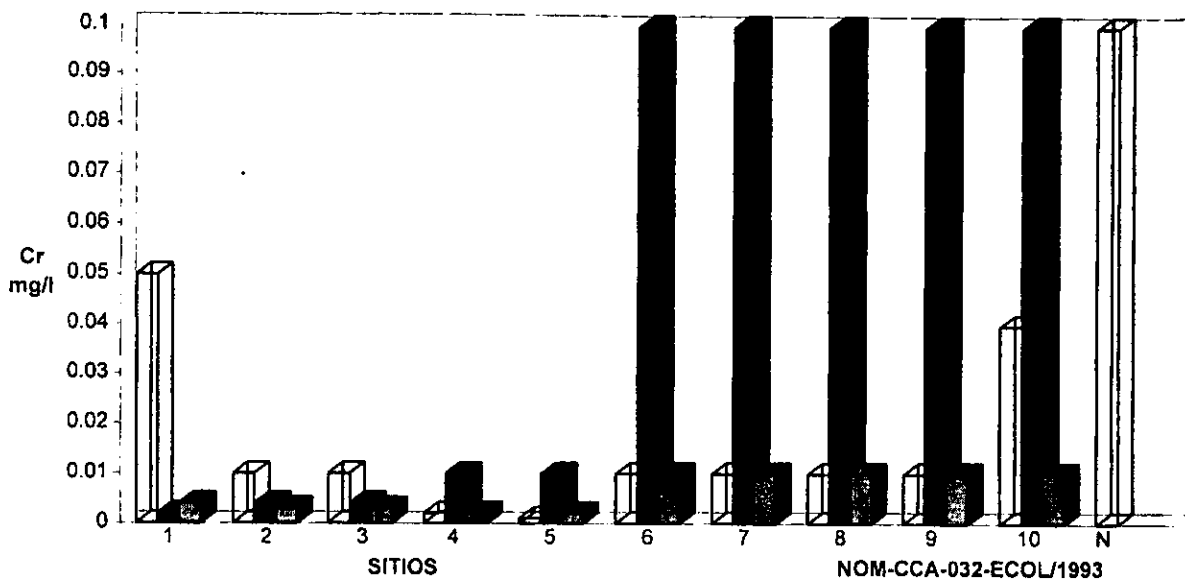


FIGURA 18. VARIACIONES DE LAS CONCENTRACIONES DE COBRE mg/l DE LOS TRES MUESTREOS DE AGUA DE LA ZONA DE RIEGO DE HUAQUECHULA Y ATLIXCO, PUEBLA.

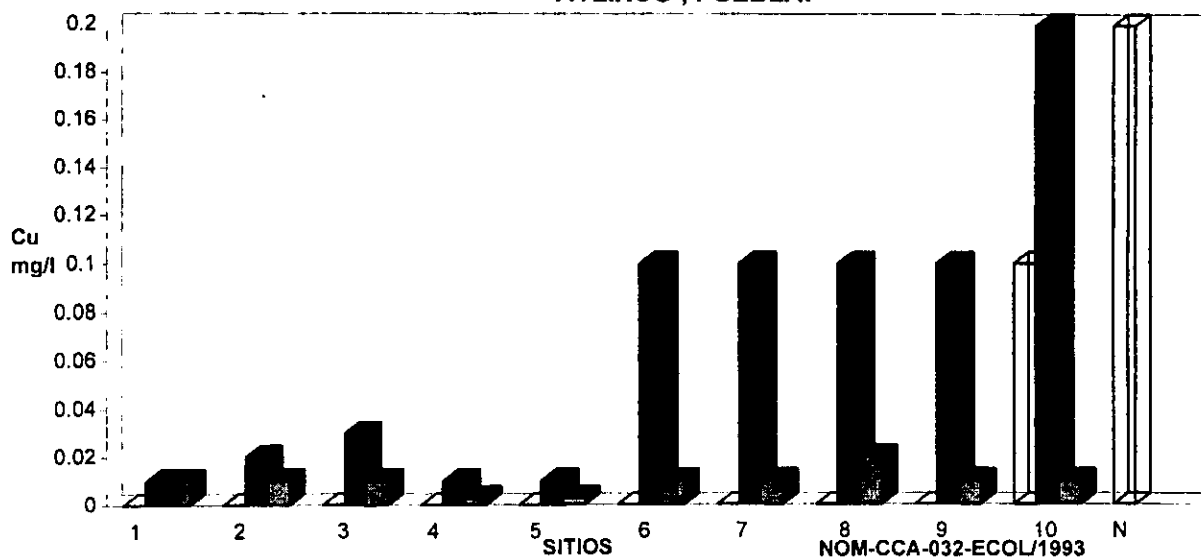


FIGURA 19. VARIACIONES DE LAS CONCENTRACIONES DE HIERRO mg/l DE LOS TRES MUESTREOS DE AGUA DE LA ZONA DE RIEGO DE HUAQUECHULA Y ATLIXCO, PUEBLA.

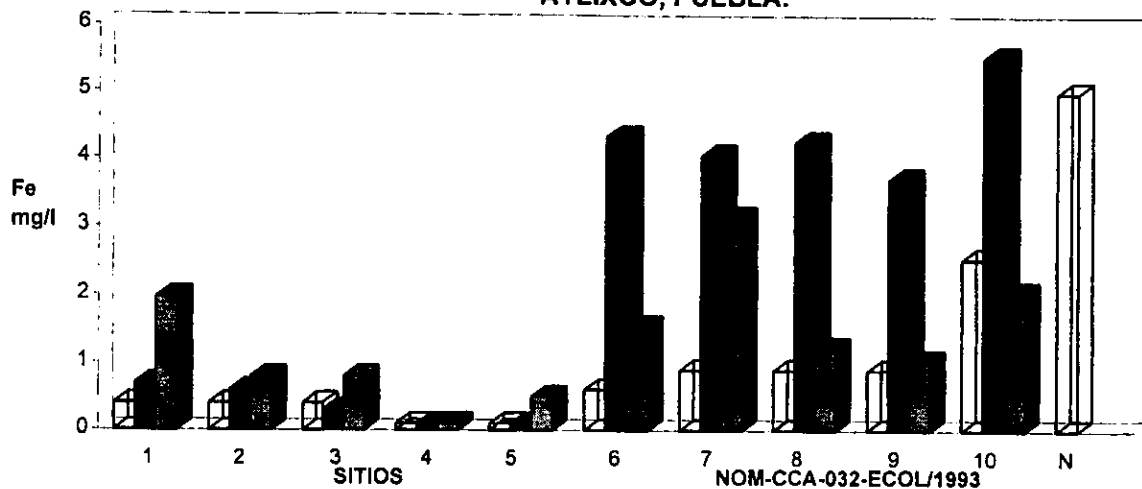


FIGURA 20. VARIACIONES DE LAS CONCENTRACIONES DE MANGANESO mg/l DE LOS TRES MUESTREOS DE AGUA DE LA ZONA DE RIEGO DE HUAQUECHULA Y ATLIXCO, PUEBLA.

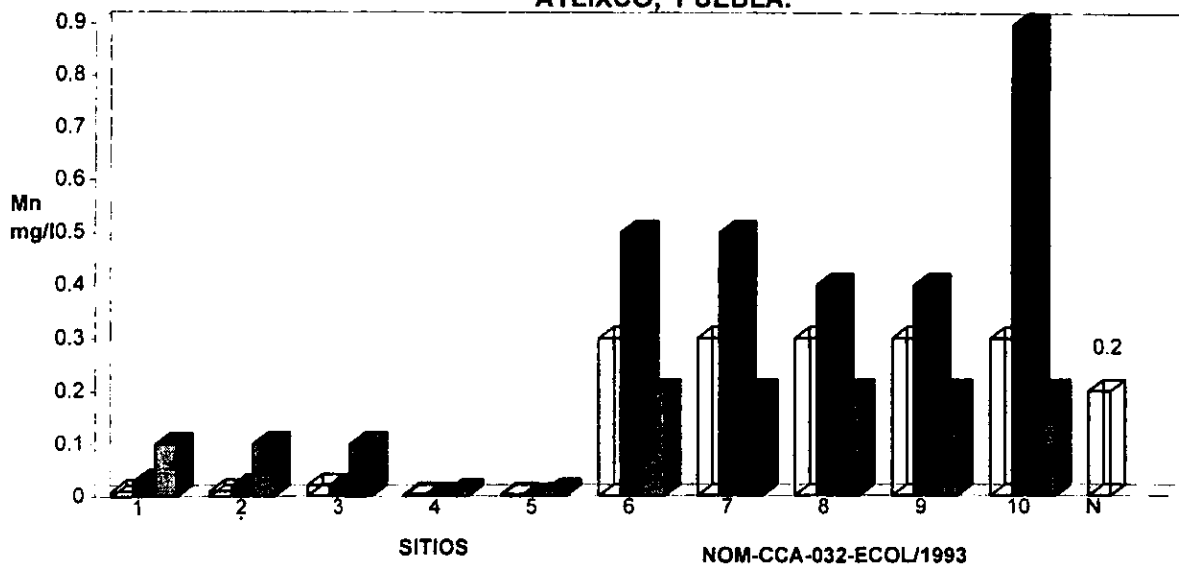


FIGURA 21. VARIACIONES DE LAS CONCENTRACIONES DE NIQUEL mg/l DE LOS TRES MUESTREOS DE AGUA DE LA ZONA DE RIEGO DE HUAQUECHULA Y ATLIXCO, PUEBLA.

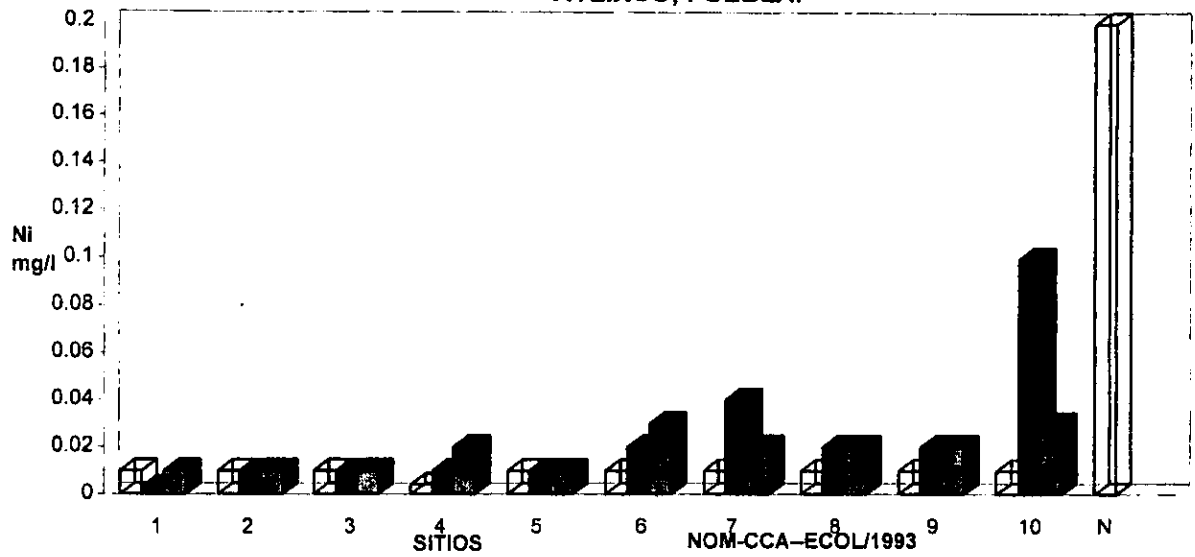


FIGURA 22. VARIACIONES DE LAS CONCENTRACIONES DE PLOMO mg/l DE LOS TRES MUESTREOS DE AGUA DE LA ZONA DE RIEGO DE HUAQUECHULA Y ATLIXCO, PUEBLA.

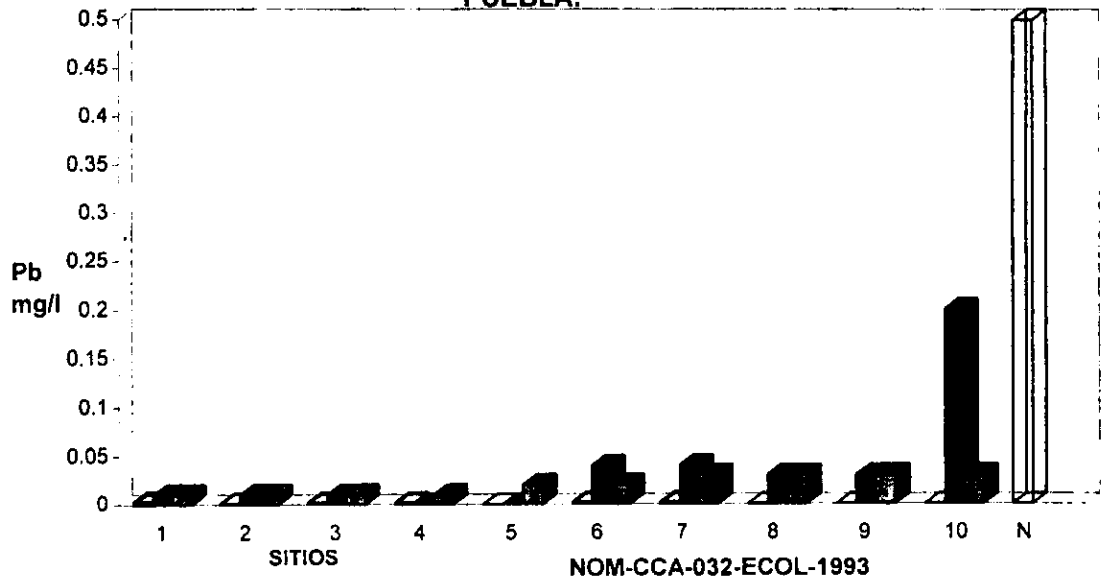
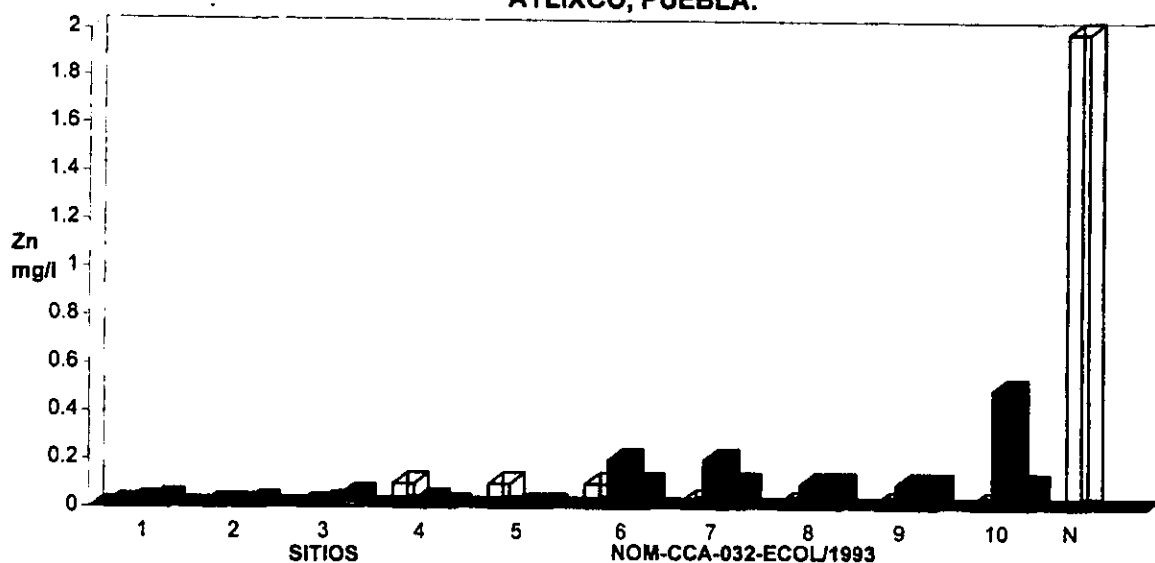


FIGURA 23. VARIACIONES DE LAS CONCENTRACIONES DE CINCO mg/l DE LOS TRES MUESTREOS DE AGUA DE LA ZONA DE RIEGO DE HUAQUECHULA Y ATLIXCO, PUEBLA.



XI.9. CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA DEL AGUA.

Los resultados de los análisis bacteriológicos que se realizaron a las aguas que se utilizan para el riego agrícola en la zona de estudio Atlixco y Huaquechula, Puebla, se interpretaron de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-CCA-033-ECOL/1993, la cual establece las concentraciones bacteriológicas para el uso de aguas residuales de origen urbano o municipal o la mezcla de estas empleadas en el riego de hortalizas y productos hortofrutícolas.

En la Tabla 24, se muestran los resultados de los análisis bacteriológicos de las muestras de agua.

El agua del sitio 1 quedó clasificada como Tipo 3, comprende dos muestras que contuvieron 1600 coliformes fecales como número más probable por cada 100 ml (NMP/100 ml) y un huevo de helminto viable por litro de agua. De acuerdo a la norma empleada, esta agua no puede emplearse para el riego de los cultivos de la zona; cebolla, cilantro, epazote, frijol ejotero, calabacita, jitomate, tomate verde o de cáscara (estos tres últimos pueden sembrarse con espaldera) y las frutas jícama y zarzamora.

El agua del sitio 2, quedó clasificada como Tipo 1, en dos muestras se encontraron 130 coliformes fecales (NMP/100 ml), la tercera muestra presentó 240 coliformes fecales (NMP/100 ml) no encontrándose en ninguna de ellas huevos de helminto viables. De acuerdo a la norma empleada, esta agua no puede emplearse para el riego de los siguientes cultivos de la zona: cebolla, cilantro, tomate verde o de cáscara.

El agua del sitio 3, quedó clasificada como Tipo 3, ya que las muestras presentaron concentraciones mayores de 1600 coliformes fecales (NMP/100 ml) y un huevo de helminto viable por litro de agua. Los cultivos no permitidos son los mismos que se mencionaron para el sitio 1.

Tabla 24. RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS BACTERIOLÓGICOS EN EL AGUA UTILIZADA PARA RIEGO AGRÍCOLA Y SU CLASIFICACIÓN DE ACUERDO A LA NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-CCA-033-ECOL/1993.

			Cuenta de Bacterias Mesofílicas Aerobias	Coliformes Totales	Coliformes Fecales	Parásitos	Clasificación
Sitio No.	Muestra	Tipo de Agua	UFC/100 ml	NMP/100 ml	NMP/100 ml	Helmintos/l	
1	1	Río Cantarranas	445,000	240	49	1	Tipo 2
	2	Río Cantarranas	630,000	240	1600	1	Tipo 3
	3	Río Cantarranas	540,000	240	1600	1	Tipo 3
2	1	Río Cantarranas	59,000	240	130	0	Tipo 1
	2	Río Cantarranas	28,500	240	130	0	Tipo 1
	3	Río Cantarranas	61,000	240	240	0	Tipo 1
3	1	Río Cantarranas	435,000	<2400	>1600	1	Tipo 3
	2	Río Cantarranas	560,000	<2400	>1600	1	Tipo 3
	3	Río Cantarranas	585,000	<2400	>1600	1	Tipo 3
4	1	Pozo	1,700	5	<2	0	Tipo 1
	2	Pozo	2,300	240	<2	0	Tipo 1
	3	Pozo	1,400	240	<2	0	Tipo 1
5	1	Pozo	3,000	5	<2	0	Tipo 1
	2	Pozo	1,000	8	<2	0	Tipo 1
	3	Pozo	2,000	11	<2	0	Tipo 1
6	1	Río Nexapa	930,000	240	>1600	17	Tipo 3
	2	Río Nexapa	440,000	240	>1600	21	Tipo 3
	3	Río Nexapa	700,000	240	>1600	19	Tipo 3
7	1	Río Nexapa	500,000	240	>1600	12	Tipo 3
	2	Río Nexapa	51,000	240	>1600	13	Tipo 3
	3	Río Nexapa	585,000	240	>1600	15	Tipo 3
8	1	Río Nexapa	3,820,000	240	>1600	12	Tipo 3
	2	Río Nexapa	3,680,000	240	>1600	16	Tipo 3
	3	Río Nexapa	27,950,000	240	>1600	14	Tipo 3
9	1	Río Nexapa	219,000	240	>1600	21	Tipo 3
	2	Río Nexapa	394,000	240	>1600	28	Tipo 3
	3	Río Nexapa	195,000	240	>1600	30	Tipo 3
	1	Río Nexapa	12,350,000	240	>1600	32	Tipo 3
10	2	Río Nexapa	1,780,000	<2400	>1600	35	Tipo 3
	3	Río Nexapa	3,640,000	240	>1600	41	Tipo 3

El agua de los sitios 4 y 5 quedó clasificada como Tipo 1, debido a que tuvieron menos de 2 coliformes fecales (NMP/100 ml) y no se detectaron huevos de helmintos viables. De acuerdo a la norma empleada, esta agua no puede emplearse para el riego de los mismos cultivos de la zona mencionados para el sitio 2.

El agua de los sitios 6, 7, 8, 9 y 10 se clasificó como Tipo 3 que comprende a el agua con más de 1600 coliformes fecales (NMP/100 ml) y mayor número de huevos de helmintos viables por litro de agua. De acuerdo a la norma empleada esta agua no puede utilizarse para el riego de los cultivos de la zona como la cebolla, cilantro, epazote, frijol ejotero, calabacita, jitomate, tomate verde, jícama y zarcamora.

XI.10. CLASIFICACIÓN DEL AGUA DE RIEGO DE ACUERDO A SU CALIDAD, CON FINES DE RIEGO PARA LOS CULTIVOS AGRÍCOLAS.

XI.10.1. Interpretación de los resultados sobre la clasificación del agua de riego (datos del primer muestreo).

La clasificación de las aguas de riego de los cultivos agrícolas, tomando en cuenta su calidad, se realizó como lo indican Palacios et al., (1994) de acuerdo con las características fisicoquímicas.

En la Tabla 25, se muestran los resultados de las características fisicoquímicas del agua correspondientes al 1er muestreo.

Tabla 25. CLASIFICACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA UTILIZADA PARA EL RIEGO AGRÍCOLA.											
(1er MUESTREO).											
SITIO No.											
Parámetro	Unidades	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Potencial de hidrógeno	Unidades de pH	8.0	8.1	7.8	7.4	7.2	8.1	8.0	8.1	8.0	7.8
Conductividad eléctrica	µmhos/cm	229	270	494	665	903	1166	1190	1125	1132	1373
Ca ²⁺	meq/l	1.02	0.79	1.86	3.08	6.29	3.76	3.52	4.69	4.81	5.20
Mg ²⁺	meq/l	0.60	0.71	1.47	2.25	0.98	3.07	3.28	2.19	1.94	2.09
Na ⁺	meq/l	0.67	1.2	1.61	1.32	1.76	4.83	5.10	4.77	4.57	6.44
K ⁺	meq/l	0.10	0.11	0.27	0.26	0.29	0.78	1.33	0.69	0.77	1.43
Σ de cationes	meq/l	2.39	2.81	5.21	6.91	9.32	11.66	13.23	12.34	12.09	15.16
CO ₃ ²⁻	meq/l	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
HCO ₃ ⁻	meq/l	1.60	1.73	3.28	4.28	6.79	5.31	5.01	5.80	5.96	6.90
Cl ⁻	meq/l	0.85	0.93	0.75	0.77	0.92	2.51	2.51	2.20	2.21	2.48
SO ₄ ²⁻	meq/l	0.15	0.36	1.77	1.93	1.67	4.21	6.46	4.86	4.40	6.58
Σ de aniones	meq/l	2.60	3.02	5.80	6.98	9.38	12.03	13.98	12.86	12.57	15.96
CO ₃ ²⁻ + HCO ₃ ²⁺	%	61.54	57.00	56.55	61.32	72.39	44.14	35.84	45.10	47.41	43.23
RAS	meq/l	0.74	1.39	1.25	0.81	0.92	2.61	2.77	2.65	2.49	3.37
SE	meq/l	1.0	1.52	2.52	2.70	2.59	6.72	8.79	7.06	6.61	9.06
SP	meq/l	0.93	1.11	1.64	1.68	1.70	4.62	5.74	4.63	4.47	5.77
CSR	meq/l	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PSP	meq/l	67.00	78.95	63.89	48.88	67.95	71.88	56.85	67.56	69.14	71.08
B	ppm	0.16	0.20	0.20	0.10	0.20	0.20	0.20	0.13	0.12	0.25
Clasificación de acuerdo a RAS y CE		C1S1	C2S1	C2S1	C2S1	C3S1	C3S1	C3S1	C3S1	C3S1	C3S1
Clasificación del agua para riego		Buena	Buena	Buena	Buena	Buena	Condicio nada	Condicio nada	Condicio nada	Condicio nada	Condicio nada

Los sitios 1, 2 y 3 (agua del río Cantarranas) se clasificaron como agua de Buena calidad para el riego de los cultivos agrícolas en cualquier tipo de suelo, con prácticas usuales de manejo, aun cuando en el sitio 2 el valor del PSP fue de 79% pero tuvo menos de 10 meq/l de sodio.

Los sitios 4 y 5 (agua de pozo) se clasificaron como agua de Buena calidad para el riego, aunque el agua del sitio 5 de acuerdo con sus valores de conductividad eléctrica y su RAS, se clasificó como agua altamente salina, la cual no debe utilizarse en suelos cuyo drenaje sea deficiente, pero puede emplearse para el riego de la mayoría de los suelos con

poca probabilidad de alcanzar niveles peligrosos de sodio intercambiable, sin embargo, según sus demás índices de clasificación esta agua se clasificó como de Buena calidad.

Para los sitios 6, 7, 8, 9 y 10 (aguas residuales del río Nexapa) tomando en cuenta su conductividad eléctrica y su RAS, se clasificaron como C3S1: C3, esta agua es altamente salina, no debe usarse en suelos cuyo drenaje sea deficiente. Aún con drenaje adecuado se pueden necesitar prácticas especiales de control de la salinidad, debiendo por tanto seleccionarse únicamente aquellas especies vegetales muy tolerantes a las sales. La clasificación S1 indica que son aguas bajas en sodio, pueden usarse para el riego de la mayoría de los suelos con poca probabilidad de alcanzar niveles peligrosos de sodio. Sin embargo, de acuerdo con los demás índices, esta agua se clasificaron como **Condicionadas por sales**.

XI.10.2. Interpretación de los resultados sobre la clasificación del agua de riego (datos del segundo muestreo).

En la Tabla 26, se muestran los resultados de las características fisicoquímicas del agua correspondientes al 2º muestreo.

Los sitios 1 y 2 (agua del río Cantarranas), se clasificaron como agua de Buena calidad para el riego en cualquier tipo de suelo, haciendo notar que en cuanto al boro y los iones cloruro, sus concentraciones casi se encuentran en los límites, por lo que se tendría que especificar que tipos de cultivos son los que se pueden producir.

Tabla 26. CLASIFICACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA UTILIZADA PARA EL RIEGO AGRÍCOLA. (2º MUESTREO).

SITIO No.											
Parámetro	Unidades	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Potencial de hidrógeno	Unidades de pH	8.0	8.1	7.8	7.4	7.2	8.1	8.0	8.1	8.0	7.8
Conductividad eléctrica	µmhos/cm	239	240	452	569	844	1253	1285	1270	1269	1279
Ca ²⁺	meq/l	1.47	1.70	2.09	3.14	6.31	5.71	3.71	4.81	4.43	7.03
Mg ²⁺	meq/l	0.53	0.42	1.34	2.19	0.96	3.79	3.15	3.81	4.29	1.01
Na ⁺	meq/l	0.39	0.28	1.09	0.36	1.67	3.03	5.99	4.06	3.97	4.75
K ⁺	meq/l	0.12	0.12	0.16	0.18	0.24	0.31	0.32	0.41	0.37	0.36
Σ de cationes	meq/l	2.51	2.52	4.68	5.87	9.18	12.84	13.17	13.09	13.06	13.15
CO ₃ ²⁻	meq/l	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
HCO ₃ ⁻	meq/l	1.16	1.15	1.81	2.56	4.01	4.02	3.96	4.19	4.38	4.56
Cl ⁻	meq/l	0.90	0.93	1.27	1.55	1.86	4.27	4.78	4.66	4.55	4.59
SO ₄ ²⁻	meq/l	0.55	0.68	1.73	1.78	3.33	4.99	5.23	5.17	4.65	4.71
Σ de aniones	meq/l	2.61	2.76	4.81	6.07	9.79	12.86	13.97	14.02	13.58	13.86
CO ₃ ²⁻ + HCO ₃ ²⁺	%	44.44	41.67	37.63	42.17	40.96	30.27	28.35	28.89	32.25	32.90
RAS	meq/l	0.39	0.27	0.83	0.22	0.88	1.39	3.24	1.96	1.90	2.37
SE	meq/l	1.14	1.06	2.72	2.93	3.48	7.57	10.26	9.21	9.15	6.83
SP	meq/l	1.18	1.27	2.14	2.53	3.82	5.52	7.40	7.25	5.71	6.95
CSR	meq/l	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PSP	meq/l	34.21	26.42	40.07	13.09	57.79	40.03	58.38	44.08	43.39	68.94
B	Ppm	0.26	0.29	0.22	0.12	0.44	0.79	0.73	0.10	0.69	0.66
Clasificación de acuerdo a RAS y CE		C1S1	C2S1	C2S1	C2S1	C3S1	C3S1	C3S1	C3S1	C3S1	C3S1
Clasificación del agua para riego		Buena	Buena	Condicio nada	Condicio nada	Condicio nada	Condici nada	Condicio nada	Condicio nada	Condicio nada	Condicio nada

El sitio 3 (agua del río Cantarranas) y el sitio 4 (agua de pozo), la clasificación de acuerdo a sus valores de conductividad eléctrica y RAS fue, agua de tipo C2S1, C2: agua de salinidad media, debe usarse siempre y cuando exista un grado moderado de lavado. En casi todos los casos y sin necesidad de prácticas especiales de control de la salinidad, se pueden producir las plantas moderadamente tolerantes a las sales. S1: agua baja en sodio; puede usarse para el riego de la mayoría de los suelos con poca probabilidad de alcanzar niveles peligrosos de sodio intercambiable, sin embargo, para estos dos sitios se observan altas concentraciones de boro y iones cloruro por lo que se clasificaron como aguas **Condicionadas por sales**.

El sitio 5 (agua de pozo), de acuerdo con sus valores de conductividad eléctrica y RAS se clasificó como C3S1, observándose que excede las concentraciones de boro y iones cloruro consideradas como límites, esta agua se clasificó como **Condicionadas por sales**.

Para los sitios 6, 7, 8, 9 y 10 (agua residual del río Nexapa), tomando como base sus valores de conductividad eléctrica y RAS, se clasificaron como C3S1, descrito anteriormente, además sus valores de SE, SP, PSP, B y Cl; esta agua quedaron clasificadas como **Condicionadas por sales**.

XI.10.3. Interpretación de los resultados sobre la clasificación del agua de riego (datos del tercer muestreo).

En la Tabla 27, se muestran los resultados de las características fisicoquímicas del agua correspondientes al 3er muestreo.

Tabla 27. CLASIFICACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA UTILIZADA PARA RIEGO EL AGRÍCOLA. (3er MUESTREO).

SITIO No.											
Parámetro	Unidades	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Potencial de hidrógeno	Unidades de pH	7.9	8.2	8.0	7.3	7.0	8.2	8.0	8.2	8.0	8.2
Conductividad eléctrica	µmhos/cm	229	240	388	659	1008	760	759	859	833	783
Ca ²⁺	meq/l	0.87	0.88	1.65	3.25	6.28	4.36	2.74	2.60	4.16	2.67
Mg ²⁺	meq/l	0.80	0.80	1.18	2.10	0.80	1.63	3.24	3.67	2.30	3.16
Na ⁺	meq/l	0.62	0.72	1.05	1.24	2.00	1.61	1.61	2.32	1.81	2.03
K ⁺	meq/l	0.15	0.23	0.36	0.25	0.26	0.30	0.38	0.63	0.22	0.48
Σ de cationes	meq/l	2.44	2.63	4.24	6.84	10.34	7.90	7.97	9.22	8.49	8.34
CO ₃ ²⁻	meq/l	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
HCO ₃ ⁻	meq/l	2.01	2.13	3.31	5.08	7.36	4.04	4.29	4.28	4.18	3.97
Cl ⁻	meq/l	0.43	0.52	0.63	0.89	0.96	1.10	1.32	1.34	1.32	1.08
SO ₄ ²⁻	meq/l	0.29	0.30	0.72	0.91	2.09	3.22	2.76	4.09	3.39	3.46
Σ de aniones	meq/l	2.73	2.95	4.66	6.88	10.41	8.36	8.37	9.71	8.89	8.51
CO ₃ ²⁻ + HCO ₃ ²⁺	%	73.63	72.20	71.03	73.84	70.70	48.32	51.25	44.09	47.02	46.65
RAS	meq/l	0.68	0.79	0.88	1.04	1.59	0.93	0.93	1.34	1.01	1.19
SE	meq/l	1.06	1.27	1.83	1.80	3.33	4.00	4.08	5.43	4.71	4.54
SP	meq/l	0.58	0.67	0.99	1.35	2.01	2.71	2.70	3.39	3.02	3.75
CSR	meq/l	0.34	0.50	0.0	0.48	0.0	0.28	0.0	0.0	0.0	0.0
PSP	meq/l	58.49	56.69	57.38	68.89	60.00	40.25	39.46	42.73	38.43	44.71
B	ppm	0.10	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2
Clasificación de acuerdo a RAS y CE		C1S1	C2S1	C2S1	C2S1	C3S1	C3S1	C3S1	C3S1	C3S1	C3S1
Clasificación del agua para riego		Buena	Buena	Buena	Buena	Condicio nada	Condicio nada	Condicio Nada	Condicio nada	Condicio nada	Condicio Nada

Para los sitios 1, 2, 3 (agua del río Cantarranas) y para el sitio 4 (agua de pozo), la clasificación con respecto a sus valores de conductividad eléctrica y RAS fue: para el sitio 1: C1S1 y para los demás sitios mencionados fue C2S1, las concentraciones de boro y cloruros no excedieron los límites establecidos, quedando clasificadas como **Buenas**.

El sitio 5 (agua de pozo) debido a sus valores de conductividad eléctrica y RAS así como a su valor de SE y su PSP, resultó ser un agua altamente salina, por lo que se clasificó como **Condicionada por sales**.

Para los sitios 6, 7, 8, 9 y 10 (aguas residuales del río Nexapa), con sus valores de conductividad eléctrica y RAS se clasificaron como C3S1, descrito anteriormente y sus demás valores como son: SE, SP, PSP boro y cloruros, estas aguas quedaron clasificadas como **Condicionadas por sales**.

XI.11. CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS TOTALES EN PLANTAS.

XI.11. 1. Interpretación de los resultados de los metales pesados totales en plantas (datos del primer muestreo).

El muestreo foliar se realizó dos veces durante el año debido a las condiciones que prevalecieron en los sitios de muestreo, el 1er muestreo se realizó en época de estiaje y el 2º se obtuvo de los cultivos de otoño-invierno.

En la Tabla 28, se muestran las concentraciones de los metales pesados del análisis foliar de los cultivos de alfalfa, epazote, jícama, cacahuete, maíz y frijol ejotero, el tipo de agua con la que fueron regados y su interpretación de acuerdo con Kabata-Pendias y Pendias, (1992), y las concentraciones consideradas como tolerables en cultivos agrícolas, reportadas por Macnicol y Beckett, (1985).

Se observa que el Cd presentó concentraciones entre 0.20 y 0.90 mg/kg, únicamente el sitio 5 no excede el límite de concentración normal, notándose que las concentraciones más altas se obtuvieron en los cultivos que son regados con aguas residuales del río Nexapa.

Para el Co se obtuvieron concentraciones entre 0.0 y 5.2 mg/kg, los sitios 1, 2 y 3 cultivos regados con aguas del río Cantarranas, los sitios 4 y 5 regados con aguas de pozo, y los sitios 6 y 7 cultivos regados con aguas residuales del río Nexapa exceden la concentración considerada como normal (0.02-1 mg/kg), el sitio 7 también excedió la concentración tolerable en cultivos agrícolas (5 mg/kg) y los sitios 8, 9 y 10 cultivos regados con aguas residuales no se detectó este elemento.

El Cr presentó concentraciones entre 1.0 y 6.9 mg/kg, en todos los sitios las concentraciones excedieron la concentración considerada como normal (0.1-0.5), además se observó que excepto en el sitio 9, se excede la concentración considerada como tolerable para cultivos agrícolas (2 mg/kg).

En cuanto al Cu se obtuvieron entre 7.8 y 534.0 mg/kg, observándose que los sitios 1, 2, 3, 4, 5 y 6 quedaron comprendidos dentro de las concentraciones consideradas como normales (5-30 mg/kg) y tolerables en cultivos agrícolas (50 mg/kg), mientras que, los sitios 7, 8, 9 y 10 cultivos regados con aguas residuales exceden las concentraciones tolerables en cultivos agrícolas y además presentaron concentraciones consideradas como tóxicas (20-100 mg/kg).

Tabla 28. RESULTADOS DE LAS CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS DEL ANÁLISIS FOLIAR EN mg/kg. (1er. MUESTREO).											
Sitio No	Tipo de Agua	Cultivo Establecido	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1	Río										
2	Cantarranas	Alfalfa	0.50	2.8	2.9	9.78	236.3	40.90	3.8	3.1	20.5
3	Cantarranas	Alfalfa	0.40	2.9	4.1	12.88	264.8	48.45	4.2	3.0	22.8
4	Río	Epazote	0.40	2.7	2.8	7.8	65.75	32.75	4.6	2.9	25.1
5	Pozo	Jícama	0.50	4.2	2.2	7.8	128.0	33.25	5.6	2.2	26.6
6	Pozo	Cacahuete	0.20	3.0	3.1	12.0	568.5	107.20	6.5	4.4	35.3
7	Río Nexapa	Maíz	0.60	3.9	3.5	8.55	419.5	18.95	6.4	2.5	18.3
8	Río Nexapa	Maíz	0.90	5.2	2.6	261.6	334.5	192.25	8.4	4.9	42.0
9	Río Nexapa	Alfalfa	0.90	0.0	6.9	224.5	224.5	44.50	11.4	0.0	27.7
10	Río Nexapa	Frijol Ejotero	0.90	0.0	1.0	534.0	522.5	118.0	5.1	0.0	21.3
10	Río Nexapa	Maíz	0.60	0.0	5.3	3.07	307.5	35.0	7.9	0.0	17.7
Deficiente⁽¹⁾			---	---	---	2-5	---	10-30	---	---	10-20
Concentración Normal⁽¹⁾			0.05-0.2	0.02-1	0.1-0.5	5-30		30-300	0.1-5	5-10	27-150
Excesivo o tóxico⁽¹⁾			5-30	15-50	5-30	20-100		400-1000	10-100	30-300	100-400
Tolerable en cultivos agrícolas⁽²⁾			3	5	2	50		300	50	10	100

⁽¹⁾Kabata-Pendias y Pendias, 1992.

⁽²⁾ Macnicol y Beckett, 1985

Para el Fe se obtuvieron concentraciones de 65,75 y 568.5 mg/kg, el cultivo del sitio 5, regado con agua de pozo y los cultivos regados con aguas residuales presentaron las concentraciones altas de este metal.

Para el Mn se obtuvieron concentraciones entre 18.95 y 192.25 mg/kg no excediendo en ningún caso los límites establecidos como normales, y tolerables para los cultivos agrícolas.

Para el Ni se obtuvieron concentraciones entre 3.8 y 11.4 mg/kg, observándose que los sitios 4, 5, 6, 7, 8, 9 y 10 exceden la concentración normal, pero ningún sitio excede la concentración tolerable para cultivos agrícolas.

El Pb presentó valores entre 0.0 y 4.9 mg/kg, no excediendo en ningún sitio la concentración considerada como normal.

El Zn presentó concentraciones entre 17.7 y 42.0 mg/kg, observándose que todos los valores se encuentran dentro de las concentraciones normales.

XI.11. 2. Interpretación de los resultados de los metales pesados totales en plantas (datos del segundo muestreo).

En la Tabla 29 se muestra el análisis foliar de los cultivos: alfalfa, epazote, flor de muerto, calabacita y frijol ejotero recolectados en la época de otoño-invierno.

Para el Cd, se obtuvieron concentraciones de 0.5 y 0.7mg/kg , excediendo en todos los sitios la concentración considerada como normal (0.05-0.2 mg/kg).

En el caso del Co se obtuvieron concentraciones entre 2.0 y 4.5 mg/kg, excediendo en todos los sitios las concentraciones consideradas como normales (0.02-1mg/kg). Hay que hacer notar la concentración más alta la presentó el sitio 3, cultivos que son regados con

aguas del río Cantarranas, esto puede deberse a la existencia del criadero de truchas en Atlimeyaya, en donde se utiliza alimento para peces que contienen metales pesados, además de que en este sitio su propietario utiliza plaguicidas y fungicidas. Sin embargo no exceden la concentración aceptada como tolerable para cultivos agrícolas.

El Cr presentó valores entre 1.0 y 10.0 mg/kg, todos los sitios exceden la concentración considerada como normal (0.1-0.5), notándose que los sitios 8 y 9, cultivos regados con aguas residuales, son los que presentaron las concentraciones más altas, las cuales exceden la concentración tolerable en cultivos agrícolas (2 mg/kg).

En cuanto al Cu se obtuvieron concentraciones entre 5.0 y 10 mg/kg, observándose que en los sitios 3, 6, 7, 8, 9 y 10 no exceden la concentración considerada como normales (5-30 mg/kg).

Para el Fe se obtuvieron concentraciones entre 87.0 y 586.0 mg/kg, observándose una disminución en la concentración de este metal en los cultivos que son regados con aguas residuales y aumento en las concentraciones de los sitios 3, 4 y 5.

Para el Mn se obtuvieron concentraciones entre 22.0 y 216.5 mg/kg, observándose que en los sitios 4, 7 y 10 sus valores quedaron dentro del rango de concentraciones consideradas como deficientes (10-30 mg/kg), mientras que, los sitios 1, 2, 5, 6, 8 y 9 se encuentran dentro de la concentración considerada como normal (30-300 mg/kg) y el sitio 3, presentó la concentración más alta.

El Ni mostró valores entre 4.4 y 8.5 mg/kg, observándose que todos los sitios exceden la concentración considerada como normal (0.1-5 mg/kg).

Tabla 29. RESULTADOS DE LAS CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS DEL ANÁLISIS FOLIAR EN mg/kg. (2° MUESTREO).

Sitio No	Tipo de Agua	Cultivo Establecido	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1	Río Cantarranas	Alfalfa	0.5	3.0	1.0	5.0	119.5	32.0	5.6	12.2	31.0
2	Río Cantarranas	Alfalfa	0.5	2.5	5.0	5.0	89.5	39.5	5.6	8.5	29.0
3	Río Cantarranas	Epazote	0.7	4.5	2.0	10.0	586.0	216.5	8.1	13.0	74.5
4	Pozo	Flor de Muerto	0.5	2.0	1.0	5.0	234.0	22.0	4.4	9.6	31.0
5	Pozp	Calabacita	0.7	3.0	5.0	5.0	432.0	55.0	7.2	10.6	38.5
6	Río Nexapa	Alfalfa	0.5	3.5	5.0	9.0	125.0	37.5	6.7	11.7	42.5
7	Río Nexapa	Alfalfa	0.5	2.5	5.0	6.5	335.0	27.0	7.1	7.0	30.0
8	Río Nexapa	Alfalfa	0.5	2.5	10.0	6.5	87.0	38.5	5.9	8.7	34.0
9	Río Nexapa	Frijol Ejotero	0.5	2.0	10.0	6.5	136.5	55.0	8.5	8.2	28.0
10	Río Nexapa	Frijol Ejotero	0.5	2.0	1.0	7.0	119.0	29.0	6.9	8.0	33.0
Deficiente ⁽¹⁾			---	---	---	2-5	---	10-30	---	---	10-20
Concentración Normal ⁽¹⁾			0.05-0.2	0.02-1	0.1-0.5	5-30		30-300	0.1-5	5-10	27-150
Excesivo o tóxico ⁽¹⁾			5-30	15-50	5-30	20-100		400-1000	10-100	30-300	100-400
Tolerable en cultivos agrícolas ⁽²⁾			3	5	2	50		300	50	10	100

⁽¹⁾Kabata-Pendias y Pendias, 1992.

(2) Macnicol y Beckett, 1985.

El Pb presentó concentraciones entre 7.0 y 13.0 mg/kg, los sitios 1, 2, 3 y 4 excedieron el límite de concentraciones normales (5-10mg/kg), notándose además que los sitios 1, 3, 5 y 6 exceden la concentración tolerable para cultivos agrícolas.

El Zn presentó concentraciones entre 28 y 74.5 mg/kg todos los sitios quedaron dentro de las concentraciones consideradas como normales.

XI.12. RESULTADOS Y DISCUSIÓN DEL EXPERIMENTO EN INVERNADERO.

Los resultados del análisis de varianza realizado con los datos del experimento en invernadero se muestran en la Tabla 30. En la Tabla 31 se muestran las medias con sus errores estándares de cada metal pesado en estudio y los resultados de la comparación múltiple de las medias por el metodo de Tukey ($p \leq 0.05$).

Tabla 30. ANÁLISIS DE VARIANZA DEL EXPERIMENTO EN INVERNADERO.		
VARIABLE	FACTOR EN ESTUDIO	p
Cadmio	Suelo	.1538
	Agua	.0767
	Suelo-agua	.2945
Cobalto	Suelo	.0000*
	Agua	.7828
	Suelo-agua	.6441
Cromo	Suelo	.8770
	Agua	.1560
	Suelo-agua	.8577
Cobre	Suelo	.1700
	Agua	.1000
	Suelo-agua	.7600
Fierro	Suelo	.0193*
	Agua	.5991
	Suelo-agua	.2068
Manganeso	Suelo	.0000*
	Agua	.8613
	Suelo-agua	.0249*
Niquel	Suelo	.0868
	Agua	.7065
	Suelo-agua	.4479
Plomo	Suelo	.0057*
	Agua	.0991
	Suelo-agua	.5629
Cinc	Suelo	.6831
	Agua	.0679
	Suelo-agua	.0966
Diámetro total de las plantas de lechuga (cm)	Suelo	.0000*
	Agua	.0374*
	Suelo-agua	.0046*
Peso total de las plantas de lechuga (g)	Suelo	.0000*
	Agua	.6288
	Suelo-agua	.0103*
Diámetro de la cabeza de las plantas de lechuga (cm)	Suelo	.0001*
	Agua	.0495*
	Suelo-agua	.0031*
Peso de la raíz de plantas de lechuga (g)	Suelo	.0000*
	Agua	.8633
	Suelo-agua	.0464*

*Efecto significativo del factor indicado ($p \leq 0.05$)

Para el Cd su concentración varió entre 0.0 y 0.5 cmol/kg, observándose que en ninguno de los sitios se excede la concentración normal en plantas; el análisis estadístico mostró que no existe efecto significativo de los tratamientos y que en la comparación múltiple todas las medias fueron estadísticamente iguales.

Para el Co se obtuvo una variación de concentración entre 3.0 y 6.0 cmol/kg; el análisis estadístico indicó efecto significativo de los tratamientos y se observó diferencia significativa entre las medias. Se encontró que para todos los suelos las concentraciones excedieron las concentraciones normales en plantas, así como, en algunos de ellos las tolerables en cultivos agrícolas.

Para el Cr se observó una variación de concentraciones entre 0.4 y 3.0 cmol/kg; las concentraciones obtenidas en todos los sitios exceden la concentración normal en plantas y en algunos sitios la concentración tolerable en cultivos agrícolas. El análisis estadístico demostró que no existe efecto significativo de los tratamientos y, en la comparación múltiple todas las medias fueron estadísticamente iguales.

El Cu presentó concentraciones entre 1.1 y 15.4 cmol/kg; no excedieron la concentración normal en plantas. El análisis estadístico indicó que no hubo efecto significativo en los tratamientos y, en la comparación múltiple de medias todas fueron estadísticamente iguales.

Para el Fe se encontraron concentraciones entre 56.8 y 221.3 cmol/kg; las cuales resultaron ser superiores a las reportadas por Kabata-Pendias y Pendias, (1992) quienes afirman que las partes comestibles de algunos vegetales presentan rangos entre 29.0 y 130 cmol/kg. El análisis estadístico mostró efecto significativo en los tratamientos y en la comparación múltiple todas las medias resultaron estadísticamente iguales.

Para el Mn se encontraron concentraciones entre 17.4 y 71.7 cmol/kg; la cual no excede la concentración normal en plantas; el análisis estadístico mostró efecto significativo de los tratamientos y diferencia significativa entre medias. En la Figura 24 se muestra la gráfica de las respuestas promedio de cada combinación del tratamiento.

Para el Ni se obtuvieron concentraciones entre 0.8 y 4.4 cmol/kg; no excediendo en ninguno de los sitios la concentración normal en plantas. Estadísticamente se observó que no hubo efecto significativo en los tratamientos y en la comparación múltiple de medias todas resultaron iguales.

El Pb mostró concentraciones entre 7.1 y 14.9 cmol/kg; todos los sitios exceden la concentración considerada como normal y en algunos de ellos la tolerable en cultivos agrícolas. El análisis estadístico indicó que no hay efecto significativo en los tratamientos y en la comparación múltiple las medias fueron iguales.

El Zn presentó concentraciones entre 24.9 y 46.7 cmol/kg; no excediendo en ningún sitio la concentración normal. Estadísticamente se observó que no hay efecto significativo en los tratamientos y que todas las medias fueron iguales.

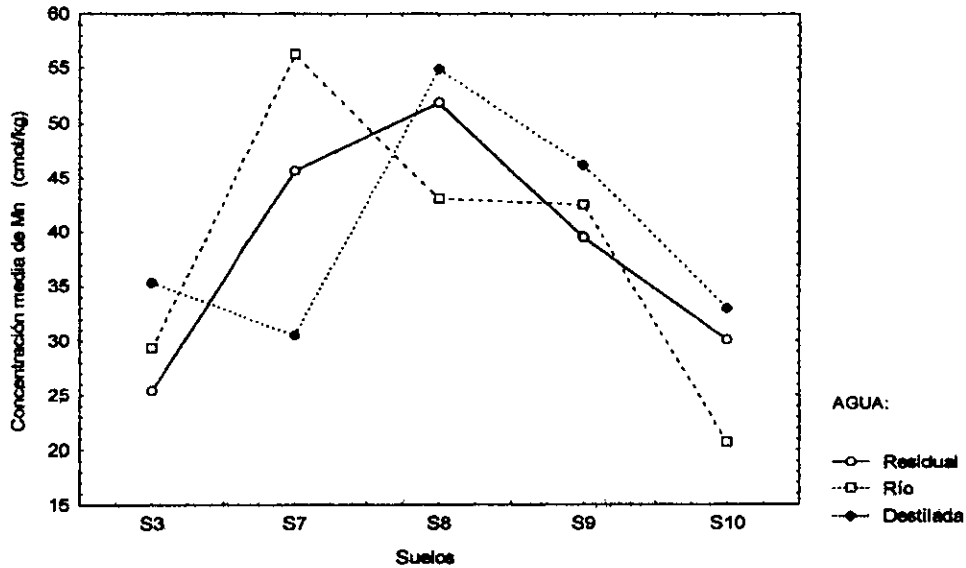


Figura 24. Efecto del tipo de agua de riego en suelos sobre la concentración media de manganeso en plantas de lechuga.

Para las variables de tipo vegetativo se muestran los resultados del análisis de varianza en la Tabla 30 y la comparación múltiple del análisis foliar en las plantas de lechuga se observan en la Tabla 32.

Para el diámetro medio total de las plantas de lechuga, el análisis estadístico mostró efecto significativo en los tratamientos y, en la comparación múltiple de las medias fueron estadísticamente diferentes, en la Figura 25 se muestra la gráfica de la interacción de los diferentes tipos de agua de riego en los suelos.

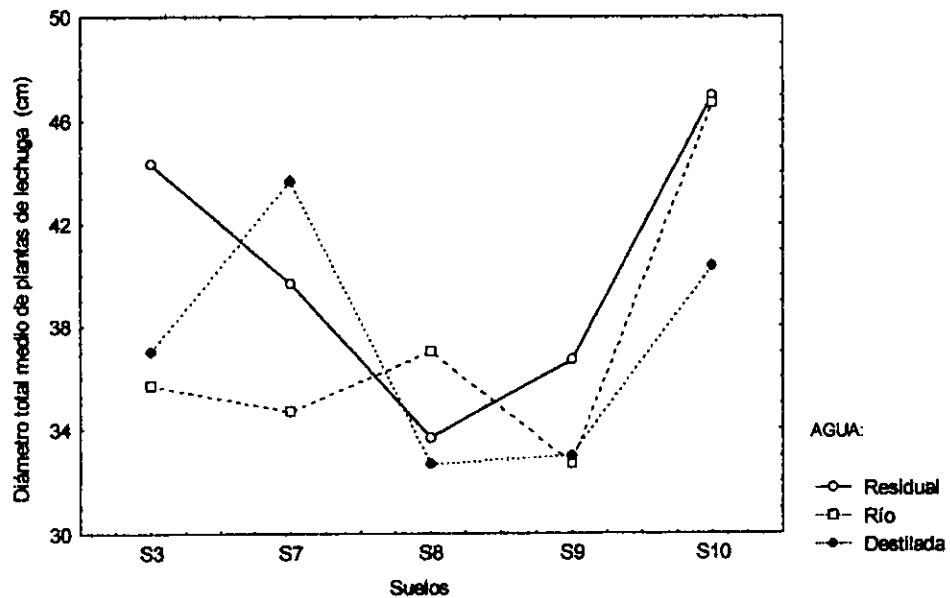


Figura 25. Efecto del tipo de agua de riego en suelos sobre el diámetro medio total de plantas de lechuga.

Para el peso total medio de las plantas de lechuga, el análisis estadístico indicó efecto significativo en los tratamientos, y las comparaciones múltiples entre medias resultaron estadísticamente diferentes, en la Figura 26 se muestra la gráfica de la interacción de los diferentes tipos de agua de riego en los suelos.

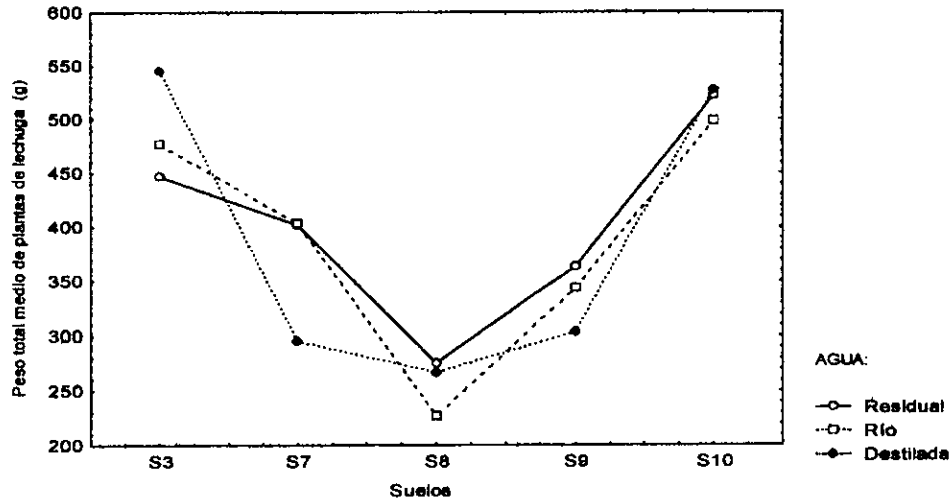


Figura 26. Efecto del agua de riego en suelos sobre el peso medio total de plantas de lechuga (peso fresco).

En cuanto al diámetro medio de la cabeza en las plantas de lechuga, el análisis estadístico mostró efecto significativo en los tratamientos y las comparaciones múltiples de las medias fueron estadísticamente diferentes, en la Figura 27 se observa la gráfica de la interacción de los diferentes tipos de agua de riego en los suelos.

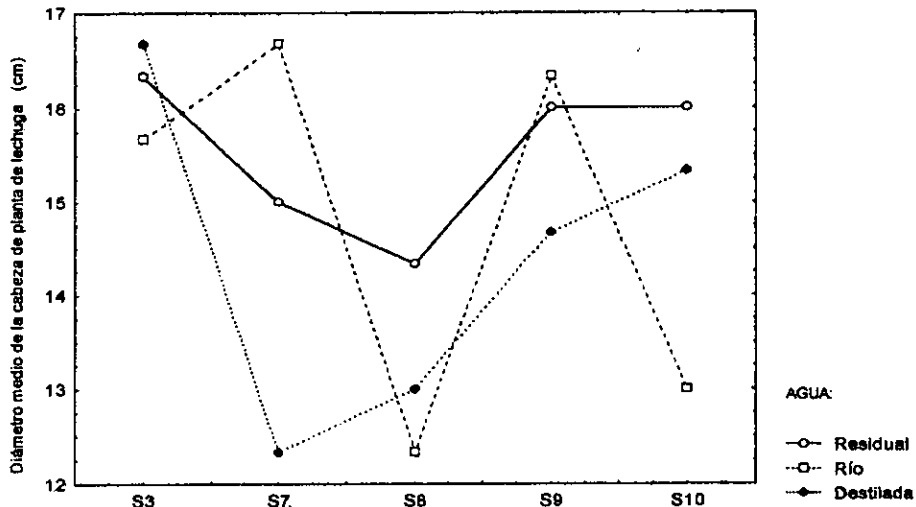


Figura 27. Efecto del tipo de agua de riego en suelos sobre el diámetro medio de la cabeza de plantas de lechuga.

En cuanto al peso medio de la raíz de las plantas de lechuga, el análisis estadístico mostró efecto significativo en los tratamientos y las comparaciones múltiples entre medias

Para el peso total medio de las plantas de lechuga, el análisis estadístico indicó efecto significativo en los tratamientos, y las comparaciones múltiples entre medias resultaron estadísticamente diferentes, en la Figura 26 se muestra la gráfica de la interacción de los diferentes tipos de agua de riego en los suelos.

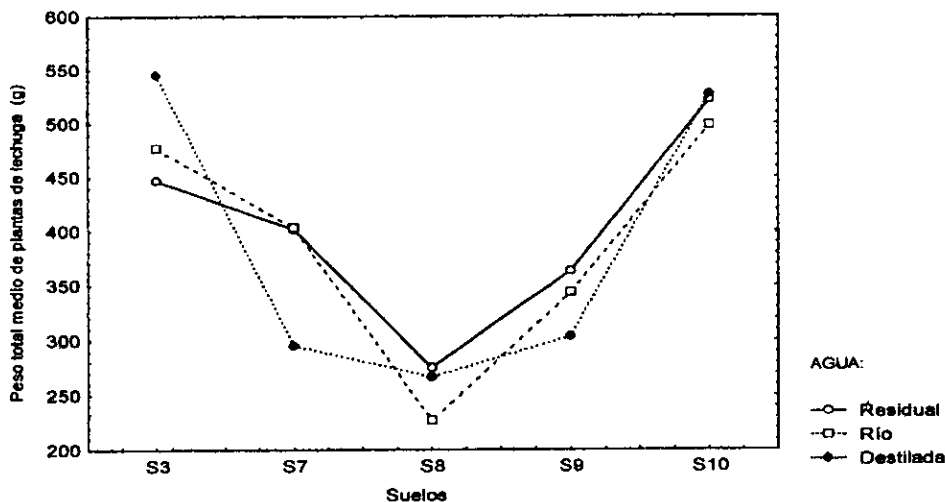


Figura 26. Efecto del agua de riego en suelos sobre el peso medio total de plantas de lechuga (peso fresco).

En cuanto al diámetro medio de la cabeza en las plantas de lechuga, el análisis estadístico mostró efecto significativo en los tratamientos y las comparaciones múltiples de las medias fueron estadísticamente diferentes, en la Figura 27 se observa la gráfica de la interacción de los diferentes tipos de agua de riego en los suelos.

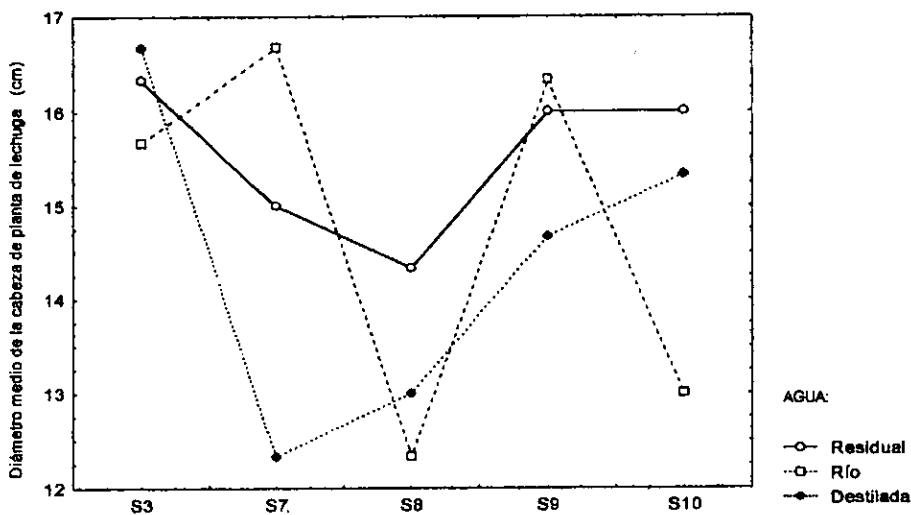


Figura 27. Efecto del tipo de agua de riego en suelos sobre el diámetro medio de la cabeza de plantas de lechuga.

En cuanto al peso medio de la raíz de las plantas de lechuga, el análisis estadístico mostró efecto significativo en los tratamientos y las comparaciones múltiples entre medias

fueron estadísticamente diferentes, en la Figura 28 se muestra la gráfica de la interacción de los diferentes tipos de agua de riego en los suelos.

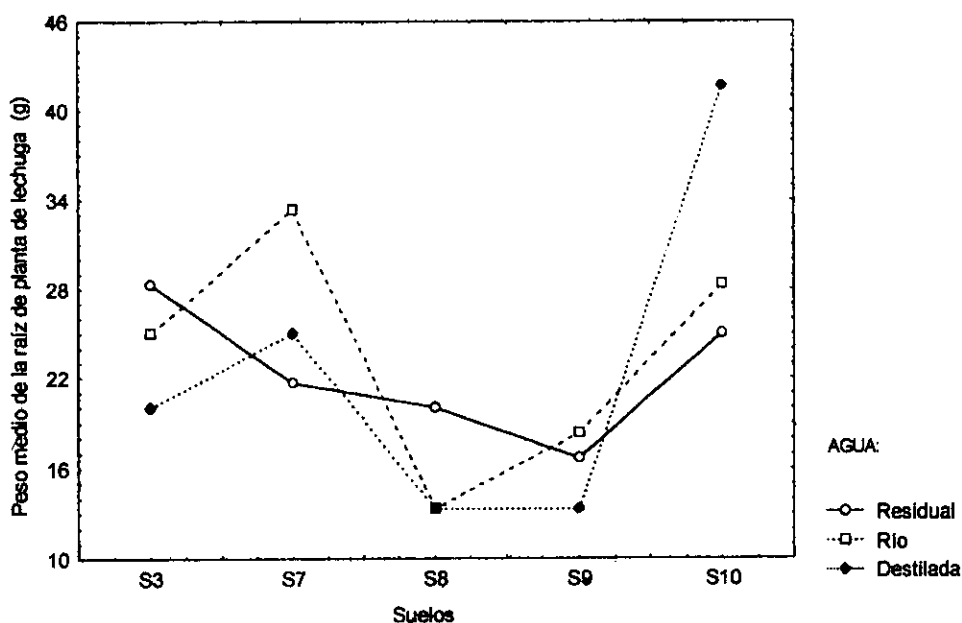


Figura 28. Efecto del tipo de agua de riego en suelos sobre el peso medio de la raíz de plantas de lechuga.

Tabla 31. Comparación múltiple entre Medias ± Error estándar
Para las concentraciones de metales pesados totales en plantas de lechuga cultivadas en invernadero.

SITIOS	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
S3-Res.	0.033 ± 0.033 ^a	5.47 ± 0.09 ^{ef}	1.7 ± 0.15 ^c	5.1 ± 1.7 ^c	101.0 ± 5.4 ^c	25.4 ± 3.3 ^a	2.7 ± 0.03 ^c	11.6 ± 1.11 ^c	33.1 ± 0.73 ^c
S3-Río	0.033 ± 0.033 ^a	5.43 ± 0.12 ^{ef}	1.4 ± 0.43 ^c	4.3 ± 0.0 ^a	102.5 ± 8.5 ^c	29.3 ± 4.91 ^{ab}	1.6 ± 0.60 ^c	11.2 ± 0.75 ^c	35.3 ± 1.85 ^c
S3-Dest.	0.27 ± 0.15 ^c	5.83 ± 0.23 ^f	1.7 ± 0.68 ^c	5.5 ± 2.0 ^a	139.6 ± 24.2 ^c	35.3 ± 2.2 ^{abc}	2.6 ± 0.50 ^c	12.7 ± 1.47 ^c	34.3 ± 2.64 ^c
S7-Res.	0.2 ± 0.06 ^c	4.93 ± 0.23 ^{bcd}	1.97 ± 0.37 ^c	4.4 ± 0.4 ^c	130.5 ± 36.1 ^c	45.7 ± 4.7 ^{abc}	2.4 ± 0.10 ^c	12.6 ± 1.19 ^c	31.5 ± 2.31 ^c
S7-Río	0.0 ± 0.0 ^a	5.27 ± 0.37 ^{bcf}	1.4 ± 0.41 ^c	3.9 ± 0.7 ^c	135.5 ± 35.3 ^c	56.2 ± 9.4 ^c	2.6 ± 0.71 ^c	10.4 ± 0.34 ^c	39.0 ± 3.89 ^c
S7-Dest.	0.33 ± 0.12 ^c	4.67 ± 0.09 ^{bcd}	1.8 ± 0.32 ^c	4.3 ± 0.2 ^c	72.8 ± 10.8 ^b	30.5 ± 2.4 ^{abc}	2.0 ± 0.29 ^c	9.2 ± 0.06 ^c	27.8 ± 2.61 ^c
S8-Res.	0.23 ± 0.07 ^c	4.97 ± 0.24 ^{bcd}	1.8 ± 0.72 ^c	10.3 ± 0.98 ^b	164.4 ± 29.9 ^c	52.6 ± 8.0 ^{bc}	2.8 ± 0.64 ^c	9.3 ± 1.94 ^c	33.7 ± 1.65 ^c
S8-Río	0.2 ± 0.0 ^a	4.87 ± 0.07 ^{bcd}	1.0 ± 0.15 ^c	6.1 ± 2.3 ^c	136.2 ± 13.9 ^c	43.0 ± 1.1 ^{abc}	2.7 ± 0.19 ^c	8.1 ± 0.42 ^c	31.2 ± 0.87 ^c
S8-Dest.	0.33 ± 0.07 ^c	5.17 ± 0.27 ^{dc}	2.3 ± 0.50 ^c	9.1 ± 3.2 ^c	176.9 ± 20.9 ^c	54.9 ± 4.6 ^{bc}	3.5 ± 0.52 ^c	9.1 ± 0.52 ^c	36.3 ± 1.56 ^c
S9-Res.	0.2 ± 0.1 ^c	4.4 ± 0.23 ^b	1.4 ± 0.38 ^c	6.3 ± 2.1 ^c	94.4 ± 6.7 ^c	39.5 ± 2.5 ^{abc}	1.8 ± 0.58 ^c	11.6 ± 1.11 ^c	30.2 ± 1.03 ^c
S9-Río	0.2 ± 0.1 ^c	4.4 ± 0.12 ^b	1.5 ± 0.21 ^c	4.2 ± 0.12 ^c	103.4 ± 12.9 ^c	42.5 ± 4.5 ^{abc}	2.0 ± 0.45 ^c	10.1 ± 0.53 ^c	34.3 ± 3.74 ^c
S9-Dest.	0.17 ± 0.09 ^c	4.53 ± 0.38 ^{bc}	1.5 ± 0.19 ^c	5.9 ± 2.3 ^c	105.6 ± 15.2 ^c	46.2 ± 8.0 ^{abc}	2.6 ± 0.09 ^a	12.0 ± 1.15 ^c	34.0 ± 1.84 ^c
S10-Res.	0.27 ± 0.15 ^c	3.37 ± 0.23 ^b	1.7 ± 0.13 ^a	7.4 ± 2.4 ^c	137.4 ± 18.6 ^c	30.1 ± 3.2 ^{abc}	1.9 ± 0.12 ^c	10.4 ± 0.92 ^c	27.9 ± 0.34 ^c
S10-Río	0.3 ± 0.0 ^a	3.33 ± 0.20 ^b	1.2 ± 0.35 ^c	2.1 ± 0.7 ^c	99.8 ± 8.4 ^c	20.7 ± 1.7 ^a	2.3 ± 0.61 ^c	8.7 ± 0.92 ^c	34.1 ± 3.95 ^c
S10-Dest.	0.23 ± 0.33 ^c	3.43 ± 0.26 ^b	1.4 ± 0.23 ^c	10.4 ± 3.9 ^a	145.9 ± 26.7 ^c	32.9 ± 6.2 ^{abc}	1.6 ± 0.27 ^c	9.6 ± 0.84 ^a	32.6 ± 1.18 ^c
DHS P ≤ 0.05	0.4256	1.1944	2.0443	10.0459	108.066	24.41	2.2961	5.1950	12.039

*En cada columna, la diferencia entre las medias identificadas con la misma letra no fue significativa (Prueba de Tukey, P ≤ 0.05).

Res.= Residual
Dest.=Destilada

**Tabla 32. Comparación múltiple entre Medias \pm Error estándar
Para las variables vegetativas en plantas de lechuga cultivadas en invernadero.**

SITIOS	Diámetro total medio en (cm)	Peso total medio en (g)	Diámetro medio de la cabeza en (cm)	Peso medio de la raíz en (cm)
S3-Res.	44.33 \pm 2.33 ^{cde}	446.67 \pm 26.03 ^{fg}	16.33 \pm 0.33 ^b	28.33 \pm 4.41 ^{ab}
S3-Río	35.67 \pm 2.33 ^{abc}	476.67 \pm 28.04 ^{gh}	15.67 \pm 0.33 ^{ab}	25.00 \pm 2.89 ^{ab}
S3-Dest.	37.0 \pm 2.08 ^{abcd}	545.00 \pm 22.91 ^h	16.67 \pm 0.33 ^b	20.00 \pm 2.87 ^a
S7-Res.	39.67 \pm 0.88 ^{abcde}	401.67 \pm 20.88 ^{cdefg}	15.00 \pm 0.0 ^{ab}	21.67 \pm 1.67 ^{ab}
S7-Río	34.67 \pm 0.33 ^{abc}	403.33 \pm 1.67 ^d	16.67 \pm 0.88 ^b	33.33 \pm 8.82 ^{ab}
S7-Dest.	43.67 \pm 1.86 ^{bcde}	295.00 \pm 18.93 ^{bcd}	12.33 \pm 1.33 ^a	25.00 \pm 2.87 ^{ab}
S8-Res.	33.67 \pm 1.86 ^{ab}	275.00 \pm 45.09 ^{abc}	14.33 \pm 0.33 ^{ab}	20.00 \pm 2.98 ^a
S8-Río	37.0 \pm 1.53 ^{abcde}	226.67 \pm 22.05 ^a	13.00 \pm 1.0 ^{ab}	13.33 \pm 1.67 ^a
S8-Dest.	32.67 \pm 0.33 ^a	266.67 \pm 14.81 ^{ab}	13.00 \pm 1.0 ^{ab}	13.33 \pm 1.67 ^a
S9-Res.	36.67 \pm 2.40 ^{abcd}	363.33 \pm 23.33 ^{bcdef}	16.00 \pm 0.58 ^b	16.67 \pm 6.01 ^a
S9-Río	32.67 \pm 2.73 ^a	343.33 \pm 18.56 ^{bcde}	16.33 \pm 0.88	18.33 \pm 4.41 ^a
S9-Dest.	33.0 \pm 1.73 ^a	303.33 \pm 37.56 ^{bcd}	14.67 \pm 0.67 ^{ab}	13.33 \pm 1.67 ^a
S10-Res.	47.0 \pm 0.58 ^a	505.00 \pm 20.21 ^{ab}	16.00 \pm 0.58 ^{ab}	25.00 \pm 0.0 ^{ab}
S10-Río	46.67 \pm 3.58 ^{ac}	498.33 \pm 21.67 ^{ab}	13.00 \pm 0.0 ^{ab}	28.33 \pm 3.33 ^{ab}
S10-Dest.	40.33 \pm 2.40 ^{abcde}	526.67 \pm 13.64 ^{ab}	15.33 \pm 1.20 ^{ab}	41.67 \pm 6.01 ^b
DHS P \leq 0.05	5.7065	126.88	3.8848	21.04

*En cada columna, la diferencia entre las medias identificadas con la misma letra no fue significativa (Prueba de Tukey, P \leq 0.05).

Res.= Residual

Dest.=Destilada

XI.13 RESULTADOS MICROBIOLÓGICOS.

En el Apéndice 1, se observa que las concentraciones de los coliformes totales en las plantas de lechuga regadas con aguas residuales del río Nexapa presentaron rangos entre 8 y 240 NMP/g; las regadas con agua del río Cantarranas, mostraron rangos entre menor de 3 y 130 NMP/g y las regadas con agua destilada, su rango fue menor de 3 y 9 NMP/g.

En cuanto a los coliformes fecales, las plantas de lechuga regadas con agua del río Nexapa se obtuvieron en concentraciones con rangos entre menor de 3 y 21 NMP/g; las regadas con agua del río Cantarranas se obtuvieron en rangos menor de 3 y 21 NMP/g finalmente las lechugas regadas con agua destilada presentaron valores menores de 3 NMP/g.

APENDICE 1. Resultados microbiológicos en plantas de lechuga.

Tabla 1.1. UFC / gramo de BMA en plantas de lechuga.

	Residual	Río	Destilada
S ₃	220,000	111,000	143,00
	275,000	133,000	24,200
	402,000	105,800	1,420
S ₇	419,000	25,000	5,220
	495,000	16,200	3,800
	438,700	5,500	3,640
S ₈	944,000	283,000	83,000
	690,000	235,000	3,700
	416,000	344,500	55,000
S ₉	149,000	742,00	166,400
	270,000	680,000	81,000
	101,200	876,400	95,000
S ₁₀	300,000	145,000	93,000
	465,000	220,000	165,000
	350,000	277,500	115,00

UFC=Unidades formadoras de colonias
BMA=Bacterias Mesofilicas aerobias

Tabla 1.2. NMP de CT / gramo en plantas de lechuga.

	Residual	Río	Destilada
S ₃	8.0	<3.0	<3.0
	17.0	8.0	<3.0
	27.0	<3.0	<3.0
S ₇	17.0	13.0	<3.0
	11.0	130.0	9.0
	130.0	22.0	<3.0
S ₈	22.0	22.0	<3.0
	9.0	130.0	4.0
	34.0	<3.0	<3.0
S ₉	27.0	34.0	<3.0
	49.0	22.0	<3.0
	130.0	130.0	<3.0
S ₁₀	130.0	22.0	<3.0
	14.0	27.0	<3.0
	240.0	17.0	<3.0

NMP=Número más probable.
CT=Coliformes totales.

Tabla 1.3. NMP de CF / gramo En plantas de lechuga.

	Residual	Río	Destilada
S ₃	4.0	<3.0	<3.0
	9.0	<3.0	<3.0
	17.0	<3.0	<3.0
S ₇	<3.0	<3.0	<3.0
	<3.0	4.0	<3.0
	4.0	<3.0	<3.0
S ₈	21.0	15.0	<3.0
	11.0	8.0	<3.0
	15.0	4.0	<3.0
S ₉	7.0	21.0	<3.0
	21.0	11.0	<3.0
	11.0	7.0	<3.0
S ₁₀	7.0	<3.0	<3.0
	4.0	7.0	<3.0
	4.0	9.0	<3.0

NMP=Número más probable.
CF=Coliformes fecales.

XII. CONCLUSIONES.

- Excepto para el Co la concentración de metales pesados totales Cu, Fe, Mn, Pb y Zn encontrada en los sitios de muestreo de suelos, regados con aguas de los ríos Cantarranas y Nexapa y con agua de pozo, presentaron valores considerados como aceptables para suelos agrícolas. Los metales pesados Cd y Cr en todos los suelos excedieron las concentraciones aceptadas para la producción sana de alimentos, el Co excedió el valor común para suelos agrícolas y el metal Ni rebasó la concentración máxima aceptable para la Comunidad Económica Europea.
- Las concentraciones de los metales pesados disponibles Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn, encontradas en los suelos regados con aguas de los ríos Cantarranas, Nexapa y agua de pozo, presentaron valores considerados como normales.
- De los dos agentes quelatantes utilizados el mejor para los metales pesados Cr, Ni y Zn fue la solución extractante de DTPA pH = 7.3, mientras que, para el Co, Cu, Fe, Mn y Pb fue la solución de DTPA pH = 5.3. Para el Cd ambas soluciones actuaron de forma similar.
- La disponibilidad relativa de los metales pesados Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn, calculada de acuerdo con la relación metal pesado disponible entre metal pesado total, fue diferente para los tres tipos de agua que se utilizan para riego.
- Las aguas correspondientes a los tres muestreos de los ríos Cantarranas, Nexapa y agua de pozo utilizadas para el riego agrícola en la zona de estudio presentaron niveles variables de contaminantes, destacándose sobre todo los de naturaleza física principalmente los sólidos sedimentables y los sólidos suspendidos totales, y las químicas como grasas y aceites y la demanda bioquímica de oxígeno; los cuales exceden ligeramente los valores máximos permitidos en la Norma Oficial Mexicana NOM-CCA-032-ECOL/1993.
- Solamente las aguas residuales del río Nexapa contienen concentraciones significativas de los metales totales Cd, Cr, Cu, Co, Fe y Mn de los cuales estos dos últimos exceden los valores máximos permisibles de la Norma Oficial Mexicana NOM-CCA-032-ECOL/1993.
- Las concentraciones encontradas de los parámetros fisicoquímicos básicos y de metales pesados determinadas en época de estiaje exceden la Norma Oficial Mexicana NOM-CCA-032-ECOL/1993 y son aproximadamente diez veces mayores que las encontradas en época de lluvia.
- Las concentraciones de los metales pesados encontradas en las aguas de los ríos Cantarranas, Nexapa y agua de pozo no deben ser atribuidas solamente a las aguas residuales de riego, sino también a otros orígenes como insecticidas y plaguicidas que contienen a estos metales pesados.

- Por las tendencias en las concentraciones encontradas se demuestra que la influencia de la temperatura, así como de la estación (lluvia o estiaje) afectan sobretodo a la concentración microbiana.
- Las aguas de los ríos Cantarranas y Nexapa que contienen coliformes totales, huevos de helminto y coliformes fecales en altas concentraciones quedaron clasificadas como aguas del Tipo 3, las cuales restringen el riego de las hortalizas propias de la zona de estudio como: cebolla, cilantro, epazote, frijol ejotero, calabacita, jitomate, tomate verde o de cáscara, alfalfa, maíz, cacahuete y los frutos jícama, zarzamora y flor de muerto.
- De acuerdo a los resultados de calidad, las aguas del río Cantarranas y de pozo en época de lluvia se clasificaron como **Buenas**, mientras que, las aguas residuales del río Nexapa se clasificaron como **Condicionadas por sales**; en época de estiaje como **Buenas** en los sitios 1 y 2, para el sitio 3 agua del río Cantarranas y los sitios 4 y 5 agua de pozo; como **Condicionadas por sales**, para los sitios 6, 7, 8, 9 y 10 aguas residuales del río Nexapa se clasificaron como **Condicionadas por sales**.
- La concentración de metales pesados encontrada en el análisis foliar de los cultivos de la zona de estudio: alfalfa, epazote, maíz, frijol ejotero, calabacita, jícama, cacahuete y flor de muerto demostró que en la época de estiaje los metales pesados Cd, Co, Cr, Cu y Mn excedieron los valores considerados como normales para cultivos agrícolas; mientras que, los metales Co, Cr y Cu en la misma época en algunos de los sitios también excedieron los valores considerados como tóxicos.
- La concentración de los metales pesados encontrada en el análisis foliar de lechuga cultivada en el invernadero mostró que en algunos sitios, el Cd excedió la concentración considerada como normal para cultivos agrícolas y el Co, Cr y Pb excedieron las concentraciones aceptadas como normales y solamente en algunos sitios las tolerables en cultivos agrícolas.
- Para las variables de tipo vegetativo del análisis foliar de lechuga cultivada en el invernadero se observó que para el diámetro medio total, el peso total medio, el diámetro medio de la cabeza y el peso medio de la raíz hubo efecto significativo entre tratamientos y las comparaciones múltiples entre las medias fueron diferentes.
- Los microorganismos que se aislaron de las plantas de lechuga cultivadas en el invernadero los hace de potencial riesgo para el consumo humano y animal afectando evidentemente la cadena alimenticia.

XIII. RECOMENDACIONES.

1. Para la actividad agrícola de la zona de riego de los municipios de Huaquechula y Atlixco es necesario que la calidad del agua que se utiliza en los sistemas de riego cumpla cabalmente con las Normas Oficiales Mexicanas NOM-CCA-032-ECOL/1993 y NOM-CCA-033-ECOL/1993.
2. Debe de establecerse un programa de monitoreo sistemático y permanente de las aguas residuales de los ríos Cantarrana y Nexapa, de los suelos de los municipios estudiados y de los cultivos producidos durante el año.
3. Debe de evitarse, en lo posible, utilizar el agua residual de los ríos Cantarranas y Nexapa, ya que las concentraciones de los parámetros fisicoquímicos básicos, metales pesados y microorganismos con relación a las Normas antes citadas, se encuentran excedidas.
4. Gestionar ante la Secretaría de Gobierno del Estado, las Presidencias Municipales o Juntas Auxiliares, la apertura de pozos profundos para el suministro de agua y realizar programaciones en función del requerimiento del vital líquido.
5. En el supuesto de no contar con otra alternativa, el agua residual de los ríos Cantarranas y Nexapa deberá de recibir un tratamiento preliminar con base a un sistema de tratamiento compuesto por: a) separación de sólidos; b) oxidación biológica de la materia orgánica; c) reducción de materia inorgánica; d) precipitación de la materia inorgánica y e) filtración y desinfección.
6. Efectuar un estudio fitotoxicológico en cultivos agrícolas de los municipios estudiados con base en la investigación de microorganismos patógenos, de alto riesgo para la salud.
7. Reducir el empleo de productos agroquímicos (fertilizantes químicos, plaguicidas, pesticidas, fungicidas, etc.) en los suelos de cultivo e impulsar el uso de fertilizantes orgánicos.

Se debe de respetar el Artículo 72 inciso 1 del tratado de Libre Comercio firmado por Canadá, Estados Unidos y México que a la letra dice ***“Cada una de las partes (país) podrá adoptar, mantener o aplicar cualquier medida sanitaria o fitosanitaria necesaria para la protección de la vida o la salud humana, animal o vegetal en su territorio incluida una medida que sea más estricta que una norma, directriz o recomendación internacional”*** en México los cultivos agrícolas no están legislados.

XIV. BIBLIOGRAFÍA.

Aguilar, A. G. 1987. Capacidad de intercambio catiónico. *En*: A. Aguilar, J. D. Etchevers y J. Z. Castellanos. Análisis químico para evaluar la fertilidad del suelo. Ed. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A. C. (Publicación especial No. 1). pp. 93-107

Aller, A. J., J. L. Bernal y M. Nozal. 1989. Geoquímica de elementos traza, INIA. España Ministerio de agricultura, pesca y alimentación. 5, 28.

Alloway, J. B. 1990. Heavy Metal in Soil. Blackie Glasgow and London. John Wiley & Sons, Inc. New York.

Alloway, J. B. y P. J. Andrew. 1991. The behavior of heavy metals in sewage sludge-amended soil. *The Science of the Total Environment*. 151, 176.

Anderson, A. J. D. R. Meyer y F. K. Mayer. 1973. Heavy metal toxicities: levels of nickel, cobalt and chromium in the soil and plants associated with visual symptoms and variation in growth of oat crop. *Aust. J. Agric. Res.*, 24, 557.

Anderson, M. 1987. Toxicity and tolerance of manganese and iron in vascular plants. A literature review, University of Lund, Lund.

Bartlett, R. J., y B. James. 1976. Behavior of chromium in soils, III. Oxidations. *J. Environ. Qual.*, 8, 31.

Baszyriski, T., M. Król, y D. Wolinska, 1981. Photosynthetic apparatus of *Lemna minor* as affected by chromate treatment, in *Photosynthesis II. Electron Transport and Photophosphorylation*. Akoyunoglou, G., Ed., Balaban Intern. Sci. Service, Philadelphia, 111.

Benes, S. y J. Pabianova. 1986. Background Contents and Classification of Trace Elements in Soils VSZ. Praha, 203. (Cz).

Berrow, M. L., y R. L. Mitchell. 1980. Location of trace elements in soil profile: total and extractable contents of individual horizons, *Trans. R. Soc. Edinburgh Earth Sci.*, 71, 103.

Bloomfield, C. 1981. The translocations of metals in soils. in Greenland, D. J. And Hayes. M. H. B., Eds. *The Chemistry of Soil Processes*. John Wiley & Sons, New York, 463.

Bowen, H.J.M. 1979. *Environmental Chemistry of the Elements*. Academic Press, London,

Bradford, G. R., A. L. Page, L.J. Lund, y W. Olmstead, 1975. Trace Elements concentrations of sewage treatment plant effluents and sludges: their interactions with soils and uptake by plants. *J. Environ. Qual.* 4.

Bray, R. H., y L. T. Kurtz. 1945. Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil Sci.* 59: 39-45.

Bridges, E. M. 1978. *World Soils*, 2nd ed. Cambridge University Press, London.

Broyer, T. C., C. N. Johnson, y R.E. Paull, 1972. Some aspects of lead in plant nutrition, *Plant Soil*, 36, 301.

Burton, K. W., J. B. King, y E. Morgan, 1986. Chlorophyll as an indicator of the upper critical tissue concentration of cadmium in plants, *Water Air Soil Pollut.*, 27, 147.

Cajuste, L. J., G. R. Carrillo, E. Cota. y R. J. Laird, 1991. The distribution of metals from wastewater in the mexican valley of Mezquital. *Water, Air and Soil pollution.* 57-58.

Cannon, H. L., 1976. Lead in vegetation, in Lovering, T. G., Ed. *Lead in the Environment*, U.S. Geol. Surv. Prof. Pap., 957, 23.

Carrillo, R. G., L. J. Cajuste, y L. H. Hernández. 1992. Acumulación de metales pesados en un suelo regado con aguas residuales. *TERRA Volumen 10. No. 2. Julio-Diciembre*

Cary, E. E., W. H. Allaway, y O. E. Olson, 1977. Control of chromium concentrations in food plants. I. Absorption and translocation of chromium in plants. II. Chemistry of chromium in soils and its availability to plants. *J. Agric. Food Chem.*, 25, 1. 300, 11, 305.

Cataldo, D. A., T. R. Garland, y R.E. Wildung, 1978. Nickel in plants, *Plant Physiol.*, 62, I. 563-574, II. 566-575.

Chapman, H. D. 1972. *Diagnostic Criteria for Plants and Soils*. University of California. Rivenide, Calif. 783.

Cifuentes, E., U. Blumental, G. Ruiz-Palacios, S. Bennett y A. Peasey. 1994 Escenario epidemiológico del uso agrícola del agua residual: El Valle del Mezquital, México. *Salud pública en México* 36(1): 1 - 7.

Cottenie, A. 1980. Los análisis de suelos y plantas como base para formular recomendaciones sobre fertilizantes. *Boletín de suelos de la FAO* 38/2. FAO, Roma, Italia.

Cruz, C. R., J. R. Sanchidrian, y V. Cala, 1986. Distribución de Pb, Cd, Cu, y Cr entre distintas fases sólidas en algunos tipos de suelos. *Anales de Edafología y Agrobiología*. Pp. 613-616.

CSTPA, 1980. *Handbook on reference methods for soil testing (Revised edition)*. Concl Soil Testing and Plant Analysis. Athens Georgia, USA.

Cuadra, M. J. 1981. Agricultural land irrigation with wastewater in the Mezquital Valley. In D'Itri, F. M. Atthié. Municipal wastewater in agriculture. Academic Press, New York, 217-248.

Cunningham, L. M., F. W. Collins, y T. Hutchinson, 1975. Physiological and biochemical aspects of cadmium toxicity in soybean. Conf. on Heavy Metals in the Environment, Toronto, October 27.

Davies, B. E., y C. F. Pavely. 1985. Baseline survey of metals. In Hemphill, D. I., Ed. Welsh soils, in Trace Subst. Environ. Health. Vol. 19, University of Missouri, Columbia, MO. 87.

Davis, R. D., P. H. T. Beckett, y E. Wollan. 1978. Critical levels of twenty potentially toxic elements in young spring barley. Plant Soil, 49, 395.

Dewis, J., y F. Freitas. 1984. Métodos físicos y químicos de análisis de suelos y aguas. FAO/UNESCO. Boletín de suelos de la Fao No. 10.

El-Bassaam, N. y C. Tietjen. 1977. Municipal sludge as organic fertilizer with special reference to the heavy metals constituents. In Soil Organic Matter Studies, Vol. 2. IAEA, Viena. 253.

Ernst, W. H. O., y S. Leloup. 1987. Perennial herbs as monitor for moderate levels of metal fall-out, Chemosphere, 16, 233.

Etchevers, B.J. D. 1977. Determinación de nitrógeno en suelos. *En*: A. Aguilar, J. D. Etchevers y J. Z. Castellanos Ed. Análisis químico para evaluar la fertilidad del suelo. Sociedad mexicana de la ciencia del suelo, A. C. (Publicación especial No. 1). Pp. 45-84.

Etchevers, B.J. D., Espinosa G., y E. Riquelme. 1971. Manual de fertilidad y fertilizantes, 2ª. Edición, Corregida. Universidad de Chapingo, Facultad de Agronomía. Chillan, Chile.

Farago, E. M. 1994. Plants and the Chemical Elements. VCH Publishers, New York, USA. 47.

Fergusson, J.E., 1990. The heavy elements: Chemistry environmental impact and health effects. Pergamon Press, Great Britain U. K.

Fenwick, I. M., y B. J. Knapp. 1982. Soil, process and response, Duckworth, London.

Fernández, S. E., 1981. Microbiología Sanitaria, Agua y Alimentos. Volumen I, Universidad de Guadalajara. México.

Finnecy, E. E. y K. K. Pearce, 1986. Land contamination and reclamation, in Understanding Our Environment, Hester, R. E., Royal Society of Chemistry, London. 172.

Flores, D. L., S. G Hernández, B. M. Mejia, M. R. Alcalá, y B. S. Sánchez, 1990. Algunos metales pesados en suelos regados con aguas residuales. I. Simposio Nal. Degradación del Suelo. Instituto de Geología. UNAM.

Forbes, E. A., A. M. Posner, y J. P. Quirk, 1976. The specific adsorption of divalent Cd, Co, Cu, Pb and Zn on goethite. *J. Soil Sci.*, 27, 154.

Foy, C. D., R. L Chaney, y M. C. White, 1978. The physiology of metal toxicity in plants, *Annu. Rev. Physiol.*, 29, 511.

Gadde, R. R., y H. A. Laitinen, 1974. Studies of heavy metal adsorption by hydrous iron and manganese oxides, *Anal. Chem.*, 46, 2022.

García, Z. A. M., J. L. Cajuste y D. J. Cruz, 1988. Estudio del grado de contaminación por plomo, cadmio y cromo, en suelos y tejidos vegetales por el uso de aguas residuales en los Municipios de Tlaxcoapan, Tlathuelilpan y Atitalaquía, Hgo. In : Santelises, A. A. y P. J. Baus Memorias XXI Congreso Nac. Ciencia del Suelo. Cd. Juárez Chih.

Garrels R. M., y C. L. Christ, 1965. *Solutions, Minerals and Equilibria*, Harper & Row, New York, 450.

Gartrell, J. W., A. D. Robson, y J. F. Loneragan, 1979. A new tissue test for accurate diagnosis of copper deficiency in cereals, *J. Agric. West Aust.*, 20, 86.

Godo, G. H., y H. M. Reisenauer, 1980. Plant effects on soil manganese availability, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, 993.

Goijsberg, G. y A. Aguilar. 1987. pH del suelo y necesidades de cal. *En: A. Aguilar, J. D. Etchevers y J. Z. Castellanos Ed. Análisis químico para evaluar la fertilidad del suelo. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A. C. (Publicación especial No. 1). pp 17-44.*

Goncharuk, E. J. y G. J. Sidorenko, 1986. *Hygienic Regulations for Chemical Substances in Soils, Medicina, Moscow.* 320.

Gough, L. P., H. T Shacklette, y A. A. Case, 1979. Element concentration toxic to plants, animals, and man. *U.S. Geol. Surv. Bull.*, 1466.

Griffin, R. A., A. K. Au, y R.R. Frost, 1977. Effect of pH on adsorption of chromium from landfill-leachate by clay minerals, *J. Environ. Sci. Health*, 12^a, 431.

Grove, J. H., y B. G. Ellis, 1980. Extractable chromium as related to soil pH and applied chromium, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, 238.

Gutiérrez R., M.E., Ch. Siebe, and I. Sommer. 1994. Environmental aspects of land application of wastewater from México city metropolitan area: A bibliographical review and

analysis of implications. 15^{avo} Congreso Mundial de la Ciencia del Suelo, Vol 3a Comission II. Acapulco, México, pp: 445-446

Hilderbrand, E. E., 1974. Die Bindung von Immissionsblei in Böden, Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, 4,1.

Hodgson, J. F., H. R Geering, y W. A. Norvell, 1966. Micronutrient cation complexes in soil solution, Soil. Sci. Am. Proc., 1, 29, 665, 1965; 11, 30, 723.

Hughes, M. K., N. W. Lepp, y D. A. Phipps, 1980. Aerial heavy metal pollution and terrestrial ecosystems, Adv. Ecol. Res., 11, 217.

Hutchinson, T. C. y N. W Whitby, 1973. A study of airborne contamination of vegetation and soils by heavy metals from the Sudbury, Ontario, copper-niquel smelters, in Trace Subst. Environ, Health, Vol. 7 Hemphill, D. D., Ede, University of Missouri, Columba, Mo., 179.

Iimura, K., H. Ito, M. Chino, T. Morishita, y H. Hirata, 1977. Behavior of contaminant heavy metals in soil-plant system, in Proc. Int. Sem. SEFMIA, Tokyo, 357.

INEGI, 1983. Carta Geologica. Esc. 1:50 000. Atlixco E 14B52. Primera Impresión.

INEGI, 1987. Síntesis Geográfica Nomenclator y Anexo Cartográfico del Estado de Puebla.

INEGI, 1990. Carta Topográfica Esc. 1:50 000. Atlixco E 14 B52. Cuarta Impresión.

INEGI, 1991. Puebla. Panorama Agropecuario. VII Censo Agropecuario.

INEGI, 1995. Anuario Estadístico del Estado de Puebla . Puebla, Pue.

Isacc, R. A., y J. D. Kerber. 1971. Atomic Absortion and flame photometry. Techniques and Uses in Soil, Plant and Water Analysis. Pp. 17-34. In L.M. Walsh (de). Instrumental Methods for Analysis of Soil and Plant Tissue. Soil Science Society of American Inc. Madison. Wisconsin. USA.

Jagodin, B. A., G. N. Troykaya, I. P. Genepozoba, M. S. Sawich, y G. A. Ovcharenko, 1974. Cobalt in plant metabolism, in Biologicheskaya Rol Mikroelementov ich Primenieniye Selskom Khozaystvi i Medicinie. Nauka, Moskow, 329 (Ru).

Johnston, W. R., y J. Proctor, 1977. Metal concentrations in plants and soil from two British serpentine sites. Plant Soil, 46, 275.

Kabata-Pendians, A. y H. Pendians, 1984. Trace Elements in Soil and Plants. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida.

Kabata-Pendians, A. y H. Pendians, 1992. Trace Elements in Soil and Plants. CRC Press , Boca Raton, Florida.

Kitagishi, K. y I. Yamane, 1981. Heavy Metal Pollution in Soils of Japan. Japan Science Society Press. Tokyo, 302.

Kloke, A., D. R. Sauerbeck, y H. Vetter, 1984. The contamination of plants and soil with heavy metals and the transport of metals in terrestrial food chains. *In: Changing Metal Cycles and Human Health*, Nriagu, J. O., De., Dahlem, Konferenzen, Springer-Verlag, Berlin, 113.

Krauskopf, K. B., 1972. Geochemistry of micronutrients, *In Micronutrients in Agriculture*, Mortvedt, J. J., Giordano, P. M., and Lindsay, W. L. Eds., Soil Science Society of America, Madison, Wis. 7.

Landon, J. R., 1984. Booker Tropical Soil Manual. Booker Agriculture International Limited, Londres, England.

Lagerwerff, J. V., W. H. Armiger, y A. W. Specht, 1973. Uptake of lead by alfalfa and corn from soil and air, *Soil Sci.*, 115, 455.

Laxen, D. P. H. 1985. Trace metal adsorption/coprecipitation on hydrous ferric oxide under realistic conditions, *Water Res.*, 19, 1229.

León, R. y A. Aguilar. 1987. Materia orgánica. *En: A. Aguilar, J. D. Etchevers y J. Z. Castellanos Ed. Análisis químico para evaluar la fertilidad del suelo. Sociedad mexicana de la ciencia del suelo, A. C. (Publicación especial No. 1). pp. 85-92.*

Lindsay, W. L. 1972 a. Inorganic phase equilibria micronutrients in soil. *In: Micronutrients in Agriculture*, Mortvedt, J. J., Giordano, P. M., and Lindsay, W. L., Eds. Soil Science Society of America, Madison, Wis., 41.

Lindsay, W. L., 1972b. Zinc in soil and plant nutrition, *Adv. Agron.*, 24, 147.

Lindsay, W. L. 1979. *Chemical Equilibria in Soils*, Wiley-Interscience, New York, 449.

Lindsay, W. L. y W. A. Norwel, 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42:421-428.

Loneragan, J. F. 1975. The availability and absorption of trace elements in soil-plant systems and their relation to movement and concentration of trace elements in plants. *In: Nicholas, D. J. D. and Egan, A. R., Eds. Trace Elements in Soil-Plant-Animal Systems. Academic Press, New York, 109.*

Loneragan, J. F. 1981. Distribution and movement of copper in plants. *In: Copper in Soils and Plants*, Lonergan, J. F., Robson, A. D., and Graham, R. D., Eds., Academic Press, New York, 165.

Mascareño, C.F. 1974. Estudio preliminar sobre contaminación de los suelos y de la producción agrícola en el Distrito de Riego 003, por el uso de aguas negras de la Ciudad de México. Tesis de Maestro en Ciencias. Colegio de Postgraduados, Chapingo, México.

McBride, M. B. y J. J. Blasiak, 1979. Zinc and copper solubility as a function of pH in an acid soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43, 866.

Macnicols, R. D. and P. H Beckett, 1985. Critical tissue concentrations of potentially toxic elements, *Plant and Soil*, 85, 107.

McKenzie, R. M., 1980. The manganese oxides in soils. *In: Verentsov, I. M. y G. Grasselly, Eds. Geology and Geochemistry of Manganese*, Akadémiai Kiadó, Budapest, 259.

Mejia, B. M., S. Sánchez, S. G. Hernández, D.L. Flores, L. G. Villareal, y V. R. Guajardo, 1990. Metales pesados en maíz (*Zea mays L.*) y alfalfa (*Medicago sativa L.*) y su correlación con los extractables en suelos del DDR 063, Hgo. I. Simposio Nal. Degradación del Suelo, Instituto de Geología, UNAM, México.

Mengel, K. y E. A. Kirkby, 1978. Principles of Plant Nutrition. International Potash. Institute, Worbläufen-Bern, 593.

Méndez, G. T. y V. R. Guajardo, 1985. Contaminación de las aguas negras de la Ciudad de México por boro, ABS y metales pesados. *TERRA* 3: 3-6.

Mendoza, M.H. 1981. Land treatment: Available solution for management of wastewater in the Metropolitan area of the Valley of México. In D'Itri F. M. y Athié, N. M. Municipal wastewater in agriculture. Academic Press, New York, 163-194.

Miller, W. P., W. W. Mcfee, y J. M. Kelly, 1983. Mobility and retention of heavy metals in sandy soils. *J. Environ. Qual.* Vol. 12 No. 14, 579-583.

Mitchell, R. L., 1964. Chemistry of the Soil, 2^a Ed. Bear, F. E. Reinhold, New York, 320-368.

Montgomery, D. C. 1991. Diseño y análisis de experimentos. Grupo Editorial Iberoamérica.

Montgomery, D. C. y G. C. Runger. 1996. Probabilidad y estadística aplicadas a la ingeniería. McGraw-Hill Interamericana Editores, S. A. de C. V.

Moreno, D. R., 1978. Clasificación de pH del suelo, contenido de sales y nutrientes asimilables. INIA-SARH, México, D. F.

Munsell. 1994. Soil Color Charts. Munsell Color Co. Inc. Mary Land, USA.

Narwall, R. P., Sing, B. R. y Panhwar, A. R. 1983. Disponibilidad de metal en suelos tratados con lodos residuales, efecto del pH sobre el rendimiento. J. Environ Qual. Vol. 12 No. 3, 358-365.

Norma Oficial Mexicana. NMX-AA-03-1980. Muestreo de aguas residuales. Diario Oficial de la Federación.

Norma Oficial Mexicana. NMX-AA-14-1980. Muestreo de cuerpos receptores. Diario Oficial de la Federación.

Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.

Norma Oficial Mexicana, Determinación de Temperatura en Agua. NMX-AA-07-1980. Diario Oficial de la Federación.

Norma Oficial Mexicana. Determinación de pH en Aguas. NMX-AA-08-1980. Diario Oficial de la Federación.

Norma Oficial Mexicana. NMX-AA-93-1984. Protección al ambiente. Contaminación del agua. Determinación de la conductividad eléctrica. Diario Oficial de la Federación.

Norma Oficial Mexicana. NMX-AA-34-1981. Análisis de agua. Determinación de sólidos. Diario Oficial de la Federación.

Norma Oficial Mexicana. NMX-AA-12-1984. Determinación de oxígeno disuelto en agua. Diario Oficial de la Federación.

Norma Oficial Mexicana. NMX-AA-28-1981. Análisis de agua. Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno. Diario Oficial de la Federación.

Norma Oficial Mexicana. NMX-AA-30-1981. Análisis de agua. Determinación de demanda química de oxígeno. Diario Oficial de la Federación.

Norma Oficial Mexicana. NMX-AA-36-1980. Determinación de acidez y alcalinidad total en agua. Diario Oficial de la Federación.

Norma Oficial Mexicana. NMX-AA-73-1981. Análisis de Agua. Determinación de cloruros. Método argentométrico. Diario Oficial de la Federación.

Norma Oficial Mexicana. NMX-AA-72-1981. Análisis de agua. Determinación de dureza. Método del EDTA. Diario Oficial de la Federación.

Norma Oficial Mexicana. NMX-AA-74-1981. Análisis de agua. Determinación del ion sulfato. Diario Oficial de la Federación.

Norma Oficial Mexicana. NMX-AA-29-1981. Determinación de fósforo total en agua. Diario Oficial de la Federación.

Norma Oficial Mexicana. NMX-AA-26-1980. Determinación de nitrógeno total en agua. Diario Oficial de la Federación.

Norma Oficial Mexicana. NMX-AA-63-1981. Análisis de agua. Determinación de boro. Diario Oficial de la Federación.

Norma Oficial Mexicana. NMX-AA-39-1980. Determinación de sustancias activas al azul de metileno (Detergentes). Diario Oficial de la Federación.

Norma Oficial Mexicana. NMX-AA-51-1981. Análisis de agua. Determinación de metales, método espectrofotométrico de absorción atómica. Diario Oficial de la Federación.

Norma Oficial Mexicana. NOM-092-SSA1-1994. Método para la cuenta de bacterias aerobias en placa. Diario Oficial de la Federación.

Norma Oficial Mexicana. NOM-112-SSA1-1994. Determinación de bacterias coliformes técnica del número más probable. Diario Oficial de la Federación.

Norma Oficial Mexicana. NOM-113-SSA1-1994. Método para la cuenta de microorganismos coliformes totales en placa. Diario Oficial de la Federación.

Norma Oficial Mexicana. NOM-111-SSA1-1995. Método para la determinación de coliformes fecales por la técnica del número más probable (Presuntiva *Escherichia coli*).

Norma Oficial Mexicana. NOM-117-SSA1-1994, Bienes y Servicios. Método de prueba para la determinación de cadmio, arsénico, plomo, estaño, cobre, fierro, cinc y mercurio en alimentos, agua potable y agua purificada por espectrofotometría de absorción atómica.

Norma Oficial Mexicana. NOM-109-SSA1-1994. Procedimientos para la toma, manejo y transporte de muestras de alimentos para su análisis microbiológico.

Norma Oficial Mexicana. NOM-110-SSA1-1994. Preparación y dilución de muestras de alimentos para su análisis microbiológico. Diario Oficial de la Federación.

Norma Oficial Mexicana. NOM-CCA-032-ECOL/1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las aguas residuales de origen urbano o municipal para su disposición mediante riego agrícola.

Norma Oficial Mexicana. NOM-CCA-033-ECOL/1993, que establece las condiciones bacteriológicas para el uso de aguas residuales de origen urbano o municipal o de la mezcla de estas con la de los cuerpos de agua, en el riego de hortalizas y productos hortofrutícolas.

Norwell, W. A., 1984. Comparison of chelating agents as extractants for metals in diverse soil materials. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48:1285-1292.

Norrish, K. 1975. The geochemistry and mineralogy of trace elements. *In: Nicholas, D. J. D. and Egan, A. R., Eds. Trace Elements in Soil-Plant-Animal Systems, Academic Press, New York, 55.*

Olson, K. W. y R. K. Skogerboe, 1975. Identification of soil lead compounds from automotive sources. *Environ. Sci. Technol.*, 9, 277.

Palacios, V. O. y N. E. Aceves, 1994. Instructivo para el muestreo registro de datos e interpretación de la calidad del agua para el riego agrícola. Colegio de Posgraduados. Talleres Gráficos del Colegio de Posgraduados.

Palmer, R. G., y F. R. Troeh. 1980. Introducción a la ciencia del suelo: Manual de laboratorio. Primera edición en español, traducido al español por F. Márquez, G. T. Editor, S. A. México.

Richards, L. A. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. USDA. Agricultural Handbook No. 60 U. S. Department of Agriculture, Washington D. C. USA.

Reisenauer, H. M., L. M. Walsh, y R. G. Hoelt, 1973. Testing soil for sulphur, boron molybdenum and chlorine. *In: Walsh, L. M., and J. D. Beaton, Eds. Soil Testing and Plant Analysis, Soil Science Society of America, Madison, Wis, 173.*

Roberts, T. M., W. Gizyn, y T. C. Hutchinson, 1974. Lead contamination of air, soil, vegetation and people in the vicinity of secondary lead smelters. *In: Vol. 8 Hemphill, D., Ed. Trace Subst. Environ. Health.. University of Missouri, Columbia, Mo 1974, 155.*

Robson, A. D. y D. J. Reuter, 1981. Diagnosis of Copper deficiency and toxicity. *In: Loneragan, J. F., Robson, A. D., and Graham, R. D., Eds. Copper in Soils and Plants, Academic Press, New York, 287.*

Sánchez D.N. 1985. Mexican experience in using sewage effluent for large scale irrigation. *In: Treatment and use of sewage effluent for irrigation. Pascod M.B. and A. arar (Eds.). Butterworths. Tiptree Essx, Great Britain. Pp: 249-257.*

- Salomon, S. W. y U. Förstner, 1984. *Metals in Hydrocycle*. Springer-Verlag, Berlin, 349.
- SARH-C.P. 1ª etapa, 1986. Sondeo 2ª etapa, 1987 y 3ª etapa, 1989. Diagnóstico agropecuario regional de Atlixco.
- SARH. 1992. *Ley de Aguas Nacionales*. Comisión Nacional del Agua. México, D.F.
- Shacklette, H. T. and J. G. Boerngen, 1984. Element concentration in soils and other surficial materials of the conterminous United States. *U. S. Geol. Surv. Prof. Pap.*, 1270.
- Shkolnik, M. J. 1974^a. *Microelements in Plant Life*, Izd. Nauka, Leningrad, 323.
- Shuval, H.I., A. Adin, B. Fattal, E. Rawitz, and P. Yekutiel. 1986. Wastewater irrigation in developing countries: health effects and technical solutions. Technical Paper No 51. World Bank. Washington D.C. USA.
- Sillanpää, H. 1982. *Micronutrients and the nutrients status of soils a global study*, Food and Agriculture. ONU Roma.
- Sing, B. R. y R. P. Narwall, 1984. Plant availability of heavy metals in a sludge treated soil: II. Metal extractability compared with plant metal uptake. *J. Environ. Qual.* Vol. 13. No. 3, 344-349.
- Smeyers-Verbeke, J. M. Graeve, M. Francois, R. de Jaegere, y D. L. Massart, 1978. Cd uptake by intact wheat plants, *Plant Cell Environ.*, 1, 291.
- SSP. 1983. *Carta Edafológica 1:50 000 Atlixco E 14B52*.
- Street, J. J., W.L. Lindsay, y B. R. Sabey, 1977. Solubility and plant uptake of cadmium in soils amended with cadmium and sewage sludge, *J. Environ. Qual.*, 6, 72.
- Tamariz, F. V., M. A. Cruz, y F. N. Bonilla, 1990. Determinación de los niveles de Fe y Zn en los suelos agrícolas afectados por descargas industriales. 1er Simposio Nal. Sobre la degradación del suelo. *Inst. de Geología, UNAM*. 67-75
- Tebbutt, T. H. Y. 1990. *Fundamentos de la calidad del agua*. Noriega Editores. Ed. Limusa.
- Tiffin, L. O. 1977. The form and distribution of metals in plants: an overview, in *Proc. Handford Life Sciences Symp.* U.S. Department of Energy, Symposium Series, Washington, D.C., 315.
- Tiller, K. G., V. K. Nayyar, y P. M. Clayton, 1979. Specific and non-specific sorption of cadmium by soil clays as influenced by zinc and calcium. *Aust. J. Soil Res.*, 17.
- Tiller, K.G. 1989. Heavy metals in soils and their environmental significance. *Advances in Soil Science* 9: 113-142.

Trudinger, P. A. y D. J. Sweine, D. J., Eds. 1979. Biogeochemical Cycling of Mineral-Farming Elements. Elsevier, Amsterdam, 612.

Turner, M. A. y R. H. Rust, 1971. Effect of chromium on growth and mineral nutrition of soybeans. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 35, 755.

US-EPA. 1973. Water quality criteria. EPA. Re/73-033, 197. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D. C.

US-EPA. 1974. Methods for chemical analysis of water and wastes. EPA-625-/6-74-.003 US. Environmental Protection Agency. Washington, D.C.

Weinberg, E. D., Ed. 1977. Microorganisms and Minerals. Marcel Dekker, New York, 492.

Wiersman, D. y B. J. Van Goor, 1979. Chemical forms of nickel and cobalt in phloem of *Ricinus communis*, Physiol. Plant., 45, 440.

Wilson, D. O., y H. M. Reisenauer, 1970. Effects of some heavy metals on the cobalt nutrition of *Rhizobium meliloti*. Plant Soil, 32, 81.

Zimdahl, R. L. y J. J. Hassett, 1977. Lead in soil. In: Bogges, W. R. and Wixson, B. G., Eds. Lead in the Environment, Report NSF, National Science Foundation, Washington, D. C., 93.

Zyrin, N. G., W. J. Rerich, y F. A. Tikhomirov, 1976. Forms of zinc compounds in soils and its supply to plants. Agrokhimiya, 5, 124.