



00361  
6  
**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA  
DE MÉXICO**

---

---

FACULTAD DE CIENCIAS  
DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO

"PRESENCIA DE PB, CR, CO, NI Y CD EN LAS AGUAS  
RESIDUALES DE LA PRESA MANUEL AVILA CAMACHO,  
EDO. DE PUEBLA Y SUS EFECTOS EN LA AGRICULTURA".

**T E S I S**  
QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADEMICO DE  
**MAESTRA EN CIENCIAS**  
( **B I O L O G I A** )  
**P R E S E N T A :**  
**BIOL. ANTONIA FLORES RODRIGUEZ**

DIRECTOR(A) DE TESIS:  
M. EN C. MARIA DE LOURDES FLORES DELGADILLO  
CO-DIRECTOR DE TESIS: M. EN C. TEODORO MENDEZ GARCIA

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

2003



Universidad Nacional  
Autónoma de México



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

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

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

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

# **PAGINACIÓN DISCONTINUA**

# **AGRADECIMIENTOS**

- ❖ A la Dirección General de Asuntos del Personal Académico (DGAPA), que mediante el programa de becas para la realización de estudios de postgrado me brindó el apoyo económico durante mis estudios.
- ❖ A la Secretaría de Educación Pública (SEP), especialmente al Comité Dictaminador para el Otorgamiento de Becas-Comisión, por la beca otorgada para la conclusión del presente trabajo.
- ❖ Al Laboratorio de Química de Aguas, del Departamento de Edafología (Instituto de Geología, UNAM) por haber facilitado las instalaciones y el equipo para la realización de la tesis.
- ❖ Al M. en C. Teodoro Méndez García que por su dirección, enseñanzas, apoyo, paciencia y conocimientos se llevó a cabo la culminación de este trabajo.
- ❖ A la Comisión Dictaminadora por los comentarios y sugerencias a este trabajo:

M. en C. María de Lourdes Flores Delgadillo

M. en C. Teodoro Méndez García

Dr. Gilberto Hernández Silva

Dra. María Teresa Hernández Trujillo

Dra. María Engracia Hernández Cerda

Dr. Rafael Huizar Alvarez

M. en C. Sergio Palacios Mayorga

Dr. Jorge Enrique Gama Castro

- ❖ A la M. en C. Ma. de Lourdes Flores Delgadillo por la revisión y sugerencias al trabajo
- ❖ Al I. Q. Alfonso Salas Cruz, del Centro de Ciencias de la Atmósfera y Biól. Raúl López Bravo del Instituto de Ingeniería, por su apoyo en el procesamiento estadístico de los resultados.
- ❖ A mis amigos: Biól. Gilberto Blas Martínez, Dra. Margarita Sánchez Espejel y Biól. Ma. Eugenia Gaspar García, por su apoyo y amistad incondicional.
- ❖ A todas aquellas personas que contribuyeron para que este trabajo de tesis llegara a su fin.

**GRACIAS**

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

## **DEDICO ESTE TRABAJO:**

- A la memoria de mi inolvidable angelito ISAÍAS.**
  
- A mis padres Esteban y Elvira por el cariño y apoyo que siempre me han brindado.**
  
- A mis hermanas por compartir la vida y seguir adelante cada día.**
  
- A mis guerrosos sobrinos que inician una vida.**

Autorizo a la Dirección General de Bibliotecas de la UNAM a difundir en formato electrónico e impreso el contenido de mi trabajo recepcional.  
NOMBRE: Andrea Flores  
Kedupuz  
FECHA: 24-06-03  
FIRMA: [Signature]

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

# **CONTENIDO**

	<b>Página</b>
<b>RESUMEN</b>	
<b>1 INTRODUCCION</b>	<b>1</b>
<b>2 OBJETIVOS</b>	<b>4</b>
<b>2.1 OBJETIVO GENERAL</b>	<b>4</b>
<b>2.2 OBJETIVOS ESPECIFICOS</b>	<b>4</b>
<b>3 JUSTIFICACION</b>	<b>5</b>
<b>4 HIPOTESIS</b>	<b>6</b>
<b>5 IMPORTANCIA DEL AGUA RESIDUAL EN MEXICO</b>	<b>7</b>
<b>6 GENERALIDADES DE LA ZONA DE ESTUDIO</b>	<b>9</b>
<b>6.1 FACTORES AMBIENTALES</b>	<b>9</b>
<b>6.1.1 LOCALIZACION GEOGRAFICA DE LA ZONA</b>	<b>9</b>
<b>6.1.2 GEOLOGIA</b>	<b>9</b>
<b>6.1.3 SUELO</b>	<b>10</b>
<b>6.1.4 CLIMA</b>	<b>11</b>
<b>6.1.5 AGRICULTURA</b>	<b>11</b>
<b>6.1.6 VEGETACION</b>	<b>12</b>
<b>7 MARCO TEORICO</b>	<b>14</b>
<b>7.1 PROPIEDADES E IMPORTANCIA DE LOS METALES PESADOS EN EL SISTEMA NATURAL AGUA-SUELO-ORGANISMO</b>	<b>14</b>
<b>7.1.1 PLOMO</b>	<b>14</b>
<b>7.1.2 CROMO</b>	<b>20</b>
<b>7.1.3 COBALTO</b>	<b>25</b>
<b>7.1.4 NIQUEL</b>	<b>30</b>
<b>7.1.5 CADMIO</b>	<b>34</b>
<b>8 REVISION BIBLIOGRAFICA</b>	<b>41</b>
<b>8.1 ANTECEDENTES GENERALES</b>	<b>41</b>
<b>8.2 ANTECEDENTES PARTICULARES</b>	<b>50</b>
<b>9 METODOLOGIA</b>	<b>63</b>
<b>9.1 MUESTREO DE AGUA</b>	<b>63</b>
<b>9.2 MUESTREO DE SUELO</b>	<b>63</b>
<b>9.3 ANALISIS CON FINES DE SALINIDAD Y SODICIDAD</b>	<b>65</b>
<b>9.4 ANALISIS DE METALES PESADOS EXTRACTABLES, DE APORTE Y TOTALES</b>	<b>65</b>
<b>9.5 ANALISIS ESTADISTICO</b>	<b>65</b>

0

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

<b>10</b>	<b>RESULTADOS</b>	<b>66</b>
<b>10.1</b>	<b>ANALISIS Y DISCUSION DE AGUA</b>	<b>66</b>
<b>10.1.1</b>	<b>CARACTERISTICAS FISICAS Y QUIMICAS</b>	<b>66</b>
<b>10.1.1.1</b>	<b>pH</b>	<b>66</b>
<b>10.1.1.2</b>	<b>CONDUCTIVIDAD ELECTRICA</b>	<b>67</b>
<b>10.1.1.3</b>	<b>CATIONES (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> y K<sup>+</sup>)</b>	<b>71</b>
<b>10.1.1.4</b>	<b>ANIONES (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup> y SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)</b>	<b>78</b>
<b>10.1.2</b>	<b>METALES PESADOS SOLUBLES</b>	<b>84</b>
<b>10.1.2.1</b>	<b>PLOMO</b>	<b>84</b>
<b>10.1.2.2</b>	<b>CROMO</b>	<b>87</b>
<b>10.1.2.3</b>	<b>COBALTO</b>	<b>90</b>
<b>10.1.2.4</b>	<b>NIQUEL</b>	<b>93</b>
<b>10.1.2.5</b>	<b>CADMIO</b>	<b>96</b>
<b>10.2</b>	<b>ANALISIS Y DISCUSION DE SUELOS</b>	<b>100</b>
<b>10.2.1</b>	<b>CARACTERISTICAS FISICAS Y QUIMICAS</b>	<b>100</b>
<b>10.2.1.1</b>	<b>COLOR</b>	<b>100</b>
<b>10.2.1.2</b>	<b>DENSIDAD APARENTE, REAL Y TEXTURA</b>	<b>100</b>
<b>10.2.1.3</b>	<b>pH</b>	<b>101</b>
<b>10.2.1.4</b>	<b>CONDUCTIVIDAD ELECTRICA</b>	<b>103</b>
<b>10.2.1.5</b>	<b>CATIONES: Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> y K<sup>+</sup></b>	<b>105</b>
<b>10.2.1.6</b>	<b>CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIONICO</b>	<b>109</b>
<b>10.2.1.7</b>	<b>MATERIA ORGANICA</b>	<b>111</b>
<b>10.2.1.8</b>	<b>NITROGENO TOTAL</b>	<b>113</b>
<b>10.2.1.9</b>	<b>FOSFORO</b>	<b>115</b>
<b>10.2.1.10</b>	<b>CATIONES SOLUBLES: Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> y K<sup>+</sup></b>	<b>117</b>
<b>10.2.1.11</b>	<b>ANIONES: CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup> y SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	<b>120</b>
<b>10.2.2</b>	<b>METALES PESADOS EXTRACTABLES, DE APORTE Y TOTALES</b>	<b>122</b>
<b>10.2.2.1</b>	<b>PLOMO</b>	<b>122</b>
<b>10.2.2.2</b>	<b>CROMO</b>	<b>129</b>
<b>10.2.2.3</b>	<b>COBALTO</b>	<b>134</b>
<b>10.2.2.4</b>	<b>NIQUEL</b>	<b>139</b>
<b>10.2.2.5</b>	<b>CADMIO</b>	<b>146</b>
<b>11</b>	<b>CONCLUSIONES</b>	<b>152</b>
<b>12</b>	<b>SUGERENCIAS</b>	<b>155</b>
<b>13</b>	<b>BIBLIOGRAFIA</b>	<b>156</b>
<b>14</b>	<b>ANEXOS</b>	<b>165</b>

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

E

## **RESUMEN**

La presa Valsequillo en el Estado de Puebla cuyo afluente principal es el río Atoyac, almacena agua residual, de origen municipal e industrial, que proviene de los estados de Tlaxcala y Puebla, la cual se utiliza para riego en el Distrito de Desarrollo Rural 030 (DDR 030) de Tecamachalco; por lo que este trabajo tiende a evaluar la calidad agrícola del agua, así como los niveles de Pb, Cr, Co, Ni y Cd y sus efectos en los suelos del DDR 030. Se realizó un monitoreo de tres muestreos de la presa durante un año, ubicándose además 14 sitios de muestreo de suelo a dos profundidades (0-30 y 30-60 cm). Los resultados obtenidos indican que, de acuerdo al valor promedio de pH y conductividad eléctrica promedio 7.59 y 743.0  $\mu\text{S cm}^{-1}$  el agua de la presa Valsequillo es ligeramente alcalina, sin problemas de salinidad y sodicidad; sin embargo, podría presentar ciertas restricciones para el riego de ciertos cultivos sensibles a la salinidad, ya que ésta agua se clasifica como de clase  $\text{C}_2\text{S}_1$  y  $\text{C}_3\text{S}_1$  durante todo el año. Los valores promedio de cationes y aniones durante el monitoreo se presentaron en el siguiente orden:  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{K}^+$ ;  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$  con valores promedio de 4.79, 2.75, 2.68 y 0.38; 7.25, 2.07, 1.06  $\text{mmol L}^{-1}$ , respectivamente; los carbonatos no se detectaron, resaltan las concentraciones de bicarbonatos, los cuales se encuentran formando con el  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Na}^{2+}$  sales solubles ligeramente alcalinas de  $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$  y  $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$ , los cloruros y sulfatos forman con el  $\text{Na}^+$  y  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{NaCl}$  y  $\text{MgSO}_4$ . Los metales pesados solubles se detectaron en promedio en el siguiente orden: Pb, Ni, Co, Cr y Cd con valores de 0.148, 0.016, 0.076, 0.077 y 0.025  $\text{mg L}^{-1}$ , respectivamente, de los cuales, el Cd fue el único que excedió los límites máximos permisibles por las Normas Oficiales Mexicanas.

Los suelos del DDR 030 se caracterizan por ser de textura arenosa, dominando las texturas de migajón-arenoso a franco, poseen alta permeabilidad y baja retención de humedad; el valor de pH promedio fue 8.15 siendo los suelos fuertemente alcalinos, lo cual contribuye con la precipitación de los metales pesados en el suelo no estando disponibles



para las plantas. La CE promedio fue de  $1027 \mu\text{S cm}^{-1}$  que corresponde a suelos sin problemas de salinidad, ya que éstos presentan un buen drenaje. En los cationes intercambiables  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$  se obtuvieron valores de 18.35, 6.42, 1.03 y  $0.91 \text{ cmol kg}^{-1}$ , respectivamente y el valor de la Capacidad de Intercambio Catiónico fue  $24.76 \text{ cmol kg}^{-1}$  que es considerada como media. De acuerdo a los resultados materia orgánica, nitrógeno total y fósforo asimilable estos fueron detectados en mayor concentración en las capas superficiales, por lo que los suelos son medianamente pobres y pobres en MO, presentan bajos contenidos de NT y P asimilable. Los suelos de Tecamachalco no presentan problemas de salinidad, ya que las concentraciones de cationes y aniones solubles así como la CE son bajos, detectándose los cationes en el siguiente orden:  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$  con valores promedio de 4.47, 4.35, 4.08 y  $0.379 \text{ mmol L}^{-1}$ , y los aniones  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$  en concentraciones de 6.10, 4.06 y  $3.81 \text{ mmol L}^{-1}$ , respectivamente; los carbonatos no se detectaron. Las concentraciones de metales pesados en los suelos, incluyendo el testigo son muy semejantes, con concentraciones promedio de 0.901, 0.041, 0.213, 0.867 y  $0.035 \text{ mg kg}^{-1}$  de Pb, Cr, Co, Ni y Cd. Mientras las cantidades metales pesados de aporte fueron de: 11.548, 10.910, 8.695, 11.194 y  $0.58 \text{ mg kg}^{-1}$  de Pb, Cr, Co, Ni y Cd. Finalmente, las concentraciones de los metales pesados totales fueron de : 65.673, 95.212, 145.99, 79.345 y  $6.507 \text{ mg kg}^{-1}$  de Pb, Cr, Co, Ni y Cd.

Por lo anterior, y de acuerdo con el pH de los suelos se deduce que los bajos niveles de metales pesados en el suelo indican que, se han estado precipitando tanto en los sedimentos de Río Atoyac, la presa Valsequillo y en los suelos.

## **1. INTRODUCCIÓN**

La degradación del recurso suelo-agua amenaza el bienestar del hombre, particularmente el suelo, que es el principal proveedor de alimentos para la humanidad. Por lo cual, actualmente, una de las principales preocupaciones del hombre se refiere al deterioro de los suelos, y con ello el bajo rendimiento de los cultivos y la mala calidad de los mismos por el efecto de los contaminantes, sobre todo de metales pesados, que se incorporan a la cadena natural agua-suelo-planta por el uso indiscriminado de pesticidas, fertilizantes químicos y, recientemente, por el uso de agua residual en el riego (Méndez *et al.* 1995).

Siendo el agua el compuesto más abundante en la naturaleza, paradójicamente es quizás, uno de los factores que limitan con mayor frecuencia el crecimiento de las plantas, en virtud de que la disponibilidad de agua blanca para las distintas actividades del hombre a nivel mundial es cada vez más difícil, y considerando que sólo un pequeño porcentaje de agua se utiliza con fines agrícolas, se ha visto la necesidad de utilizar las aguas residuales en la agricultura. En cuanto al problema del uso del agua residual en la agricultura, no es exclusivo de México, sino de todos aquellos países que por sus condiciones climáticas y orográficas irregulares determinan períodos de lluvias muy variables. En México, el empleo del agua residual en la agricultura, data de fines del siglo antepasado, época en que se construyó el Gran Canal del Desagüe de la Ciudad de México, que irriga en la actualidad unas 85 000 has en el Distrito de Desarrollo Rural 063 (DDR 063) en el Valle del Mezquital, Edo. de Hidalgo, donde en forma oficial únicamente se permite la siembra de cultivos forrajeros, como alfalfa, maíz, cebada y avena. Sin embargo, actualmente éstos cultivos han sido desplazados por las hortalizas, debido a su alto costo en el mercado (Méndez *et al.* 1991; Palacio *et al.* 1994).

El problema del uso de agua residual en nuestro país no es exclusivo del Valle del Mezquital, Hgo., sino de todas aquellas regiones en la que, aunado a la falta de agua de buena

**calidad, en las últimas décadas, han sufrido considerables avances en la industrialización y, como consecuencia de ésta actividad, se desechan grandes cantidades de agua residual (aproximadamente 8000 millones de m<sup>3</sup> anuales) generados en los principales centros urbanos e industriales del país que, al incorporarse a las aguas municipales, constituyen volúmenes considerables de agua, que se vierten a los drenajes en la mayoría de los casos sin tratamiento alguno, y al ser utilizados en la agricultura afectan la cadena natural suelo-planta.**

**Tal es el caso de los estados de Puebla y Tlaxcala que vierten sus aguas residuales sin tratamiento a los ríos Zahuapan y Atoyac, utilizándose posteriormente en la agricultura durante su recorrido por los municipios de San Martín Texmelucan, Moyotzingo, Cholula, Atlixco y Tecamachalco, en el Edo. de Puebla, donde al igual que otras zonas del país, el agua residual ha sido un factor de cambio social y económico al permitir el desarrollo de la agricultura comercial que ha contribuido a sustentar el desarrollo de la región. Sin embargo, no hay duda que dicho desarrollo agrícola, actualmente presenta un problema muy complejo, por la diversidad de patógenos y contaminantes tóxicos presentes en este tipo de agua. Además de la contaminación del suelo y sus efectos en la agricultura e indirectamente en el hombre, está la lixiviación de metales pesados, detergentes, pesticidas y otras sustancias tóxicas presentes en el agua de desecho hacia las capas subterráneas contaminando los mantos acuíferos, y es el agua subterránea una fuente importante de abastecimiento, principalmente en el norte del país, donde la precipitación pluvial es muy baja (Arango, 1990).**

**Al respecto, en el Municipio de Tecamachalco, cabe destacar que desde la construcción de la presa "Valsequillo" en los años 40's, la producción y calidad de los cultivos fue de las más altas del país, sin embargo, con la incorporación del agua residual de las zonas industriales de los Estados de Puebla y Tlaxcala en los años 60's, según Fuentes (1990), la calidad del agua del río Atoyac fue disminuyendo, reflejándose en la calidad y rendimiento de los cultivos, además de la prohibición del cultivo de hortalizas en los poblados**

de San Martín Texmelucan, Moyotzingo, Atlixco y Tecamachalco, por el alto contenido de coliformes, detergentes y metales pesados en el agua residual (Tamariz et al. 1990; Tamariz 1996). En este contexto, actualmente, la mala calidad del agua de la presa Valsequillo ha generado una gran polémica sobre el uso adecuado de este recurso; por ello, este trabajo pretende cumplir con los objetivos que se mencionan a continuación.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GENERAL**

**Evaluar los efectos del agua residual de la presa Manuel Avila Camacho en los suelos del Distrito de Riego 030 (DDR 030) en Tecamachalco, Estado de Puebla.**

### **2.2 OBJETIVOS PARTICULARES**

- 1. Determinar la calidad agronómica y el aporte de metales pesados como Pb, Cr, Co, Ni y Cd del agua residual de la presa Valsequillo.**
- 2. Determinar si el empleo de las aguas residuales ha afectado la fertilidad y, si se han originado problemas de salinidad y/o sodicidad en los suelos sujetos al riego con este tipo de agua.**
- 3. Evaluar el grado de acumulación y disponibilidad de los metales pesados en los suelos que han estado sujetos al riego con aguas residuales.**

### **3. JUSTIFICACION**

**En la actualidad, en el Estado de Puebla, existen pocos trabajos a nivel de investigación que contemplen los aspectos de contaminación del recurso suelo-agua, así como las propiedades físicas y químicas de los suelos agrícolas, pues la poca información existente la ha generado la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH) y se limita a realizar análisis de rutina con fines de fertilidad. En el mismo sentido, los estudios de contaminación por metales pesados existentes, se han limitado a pequeñas porciones del estado, principalmente en los municipios que se encuentran al noroeste de la ciudad, mientras que en la mayor parte del área donde se usan las aguas residuales en la agricultura (Municipio de Tecamachalco), no se han realizado trabajos de investigación de este tipo.**

**Así, surge el interés de realizar este trabajo tendiente a evaluar el impacto del agua residual en los suelos del DDR, 030 en Tecamachalco, Edo. de Puebla; y determinar el contenido de metales pesados presentes en el agua de la presa Valsequillo que riega este distrito, en el que se cultivan fundamentalmente hortalizas, maíz, alfalfa y flores, debido a que este último cultivo cobra gran interés en Atlixco, porque más del 90% de la superficie regada con agua residual se dedica a esta actividad por su alto rendimiento económico.**

#### **4. HIPÓTESIS**

**La presa Valsequillo tiene como afluente principal el Río Atoyac, el cual, durante su recorrido por las zonas industriales de San Martín Texmelucan, Moyotzingo, el Corredor Industrial Quetzalcóatl, Cholula y Puebla, recibe las aguas residuales industriales y domésticas; mismas que contienen una gran variedad de contaminantes como grasas, aceites, sales solubles, metales pesados, etc. los cuales disminuyen la calidad del agua para uso agrícola; estos contaminantes pueden precipitarse en la presa o depositarse en los suelos cuando se utiliza el agua para riego, llegando a contaminar los suelos.**

## 5. IMPORTANCIA DEL AGUA RESIDUAL EN MEXICO

México presenta una orografía muy diversa, por lo que es afectado irregularmente por grandes fenómenos meteorológicos, provocando diferencias en la distribución de la temperatura, precipitación pluvial y escurrimiento superficial. Esta diversidad de fenómenos ocurren tanto en el tiempo como en el espacio, por lo que el 34% del territorio nacional es árido, el 31% es semiárido y el 33% restante es subhúmedo y húmedo, concentrándose la mayor parte de las lluvias en los meses de agosto, septiembre y octubre, siendo la precipitación media anual del orden de 1.53 billones de m<sup>3</sup> y un escurrimiento medio anual de 410 000 millones de m<sup>3</sup>, de los cuales, el 50% se genera en el sureste del país durante tres o cuatro meses. Por otro lado, la concentración de los mayores asentamientos humanos y el desarrollo industrial no coincide con la disponibilidad de agua. De ésta manera, el crecimiento de la población se ha reflejado en los altos volúmenes de agua residual que se generan en los grandes núcleos urbanos, en zonas donde se tiene escasez del recurso, originando espontáneamente el aprovechamiento del agua residual cruda para el riego agrícola en las zonas cercanas a las grandes urbes que, por las cercanías a estas zonas, el agua de buena calidad con fines agrícolas es cada vez más escasa (Arango, 1990).

En esta y otras zonas del país el agua residual ha sido un factor de cambio social y económico, al permitir el desarrollo de la agricultura comercial que ha contribuido a sustentar el desarrollo de la región; donde se obtienen altos rendimientos de cultivos sin el uso de fertilizantes. Sin embargo, paralelo al beneficio que aporta el uso del agua residual en la agricultura, están los daños ocasionados a la cadena natural suelo-planta-consumidor, principalmente, por la acumulación de metales pesados, detergentes, grasas y aceites en el suelo, alterando las propiedades físicas, químicas y biológicas (Méndez, 1982).

Gutiérrez *et al.* (1994) señala que, en la Ciudad de México más del 90% de los residuos líquidos industriales ( $1.5 \times 10^6$  t año<sup>-1</sup>), son descargados sin tratamiento alguno al Gran Canal del Desagüe. De igual manera la ciudad de Puebla, desde hace varias décadas



ha estado descargando sus aguas residuales, tanto de origen industrial como doméstico, al río Atoyac; gran parte de estas aguas se almacenan en la presa Manuel Avila Camacho, también llamada Valsequillo, las que, de acuerdo con la información proporcionada por los campesinos de la zona, se han venido utilizando con fines de riego desde los 40's en el D.D.R. 030, donde se han beneficiado unas 20 000 has en los valles de Tecamachalco, Tlacotepec y Tehuacán. Debido al escaso volumen de éstas, únicamente se utilizaban como riegos de auxilio, sobre todo en las zonas más alejadas de la presa; mientras que, en las zonas cercanas a ésta, el riego es continuo obteniéndose elevados rendimientos de los cultivos, principalmente de hortalizas, maíz, frijol y alfalfa, debido a las altas concentraciones de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y otros nutrimentos presentes en el agua (Secretaría de Gobernación y Gobierno, 1988).

A nivel nacional, el área fértil cultivable ocupa aproximadamente unos 270 182 km<sup>2</sup>, de los cuales 58 031 km<sup>2</sup> son irrigados, mientras que 1564.53 km<sup>2</sup> son regados con agua residual (Gutiérrez *et al.* 1994).

La presa Manuel Avila Camacho (Valsequillo) con 405 millones de m<sup>3</sup> de capacidad, es una de las cuatro importantes obras hidráulicas que forman parte de la cuenca principal del río Atoyac, en cuyo recorrido recibe aportaciones relevantes de los ríos Nexapa, Mixteco, Acatlán, Zahuapan y otros; siendo la presa Valsequillo el receptor final de esta corriente. Esta importante cuenca constituye en su mayor parte, una de las cuatro regiones hidrológicas del Estado de Puebla, denominada "Río Balsas". La presa riega en el D.D.R. 030 una superficie de 20 000 has, con lo cual se benefician unos 13 368 usuarios (INEGI, 1987).

## **6. GENERALIDADES DE LA ZONA DE ESTUDIO**

### **6.1 FACTORES AMBIENTALES**

#### **6.1.1 LOCALIZACION GEOGRAFICA DE LA ZONA DE ESTUDIO**

El Distrito de Desarrollo Rural 030 (DDR 030) "Valsequillo" abarca gran parte del Municipio de Tecamachalco en el Estado de Puebla y, comprende aproximadamente 1,190 Km<sup>2</sup> (Figura 1); en este Distrito de Riego se encuentra la zona de trabajo que tiene una superficie de 299 Km<sup>2</sup>, se ubica entre los paralelos 18°46'00" y 18°54'00" de latitud norte y los meridianos 97°40'04" y 97°53'04" de longitud oeste, su altitud fluctúa entre los 2055 msnm en el Municipio de Tecamachalco, hasta 2057 msnm en el poblado de Ahuatepec; limita al norte con el Municipio de Los Reyes de Juárez, al sur con la Sierra de Tetzoyocan, al este con la Sierra "El monumento" y el Municipio de Santiago Alseseca, y al oeste con la Presa "Manuel Avila Camacho". La cortina de la presa se encuentra aproximadamente a 26 Km de distancia del DDR 030 (INEGI, 1987)(Figura 2).

#### **6.1.2 GEOLOGIA**

En la mayor parte del sur del Estado dominan las rocas calizas, afloran además rocas metamórficas paleozoicas y, en la parte central, abundan los derrames volcánicos terciarios y material fragmentado que cubre rocas calizas que vuelven a aflorar en la Sierra Madre Oriental, en las porciones norte y sureste del Estado (INEGI, 1987).

De acuerdo con la SARH-CNA (1996) en el Valle de Tecamachalco, en la porción sur occidental, existe material de relleno constituido por depósitos fluviales que consisten principalmente, de arenas y gravas sin consolidar; depósitos aluviales representados por arenas, limos y gravas poco consolidados, de edad Cuaternaria. También se encuentra Travertino que consiste en precipitación de CaCO<sub>3</sub>. El Terciario está representado por derrames, brechas, cenizas volcánicas y escorias basálticas de color gris oscuro. En ciertas áreas de Tecamachalco, el Terciario Superior está representado por alternancia de lentes de

arenas, limos, depósitos lacustres y depósitos de travertino; asimismo, existen sedimentos aluviales (arenas, gravas, capas de caliche y tobas arenosas semiconsolidadas). El Terciario incluye también rocas volcánicas. El Terciario inferior comprende material conglomerado calizo. Finalmente, el Cretácico está representado por un Cretácico calizo, donde abundan capas gruesas de calizas con nódulos de pedernal negro e interdigitaciones horizontales de lutitas de gris claro a oscuro, hay también calizas con pedernal y calizas arrecifales del Cretácico inferior, areniscas y lutitas alternadas que corresponden al Precretácico.

### **6.1.3 SUELO**

En el Estado de Puebla existe una gran variedad de unidades de suelo, sin embargo, en la zona de estudio y de acuerdo con el mapa de suelos, escala 1:100,000 Hoja Sudeste (INEGI, 1976), existen principalmente Fluvisoles arenosos, migajosos, limosos; arenosos arcillosos; migajosos arcillosos; migajosos limosos; arenoso limoso y Fluvisoles de textura diversa; son suelos profundos formados por sedimentos aluviales y coluviales recientes poco desarrollados. Otro tipo de suelos muy común en la zona de estudio son los Xerosoles Cálcicos desarrollados sobre calizas cretácicas o rocas sedimentarias o metamórficas, con presencia de caliche recubiertas por sedimentos coluviales recientes. Existen también Cambisoles vérticos, crómicos, húmicos y Cambisoles con horizonte de tepetate gris claro; los Cambisoles vérticos son suelos con barro semejantes a los Vertisoles formados con sedimentos tobáceos recubiertos por materiales coluviales; los Cambisoles crómicos son suelos con barro café amarillento formados por sedimentos de toba recubiertos por materiales coluviales; los Cambisoles húmicos son suelos de barro con color de café a negro formados por sedimentos cuaternarios con formación de capas coluviales y láminas de  $\text{CaCO}_3$ . Existen otras unidades de suelo representativas de la zona de estudio como son: Litosoles, Ranker, Rendzinas y Regosoles.

### 6.1.4 CLIMA

En el Estado de Puebla existe una gran variedad de climas, sin embargo, en la zona de estudio hay tres tipos de climas:  $Cb(w_1)(w)(i')gw''$ ,  $Cb(w_0)(w)(i')gw''$  y  $BS_1Kw(w)(i')gw''$  que corresponden a un clima templado subhúmedo, el intermedio de los subhúmedos con régimen de lluvias en verano, con menos del 5% de precipitación invernal, con poca oscilación térmica, marcha de la temperatura tipo ganges, y la presencia de una canícula. El primero de los tres tipos de clima se encuentra hacia el norte de la zona de estudio y presenta una humedad superior a los dos climas subsecuentes, el segundo clima se localiza en la parte central de la zona de estudio, y el tercero está en la parte sur de la zona de trabajo, este último clima tiene características de semiárido o con menos humedad que los dos anteriores (Conabio/Estatigrafía, 1997).

### 6.1.5 AGRICULTURA

La agricultura en el Estado de Puebla es diversa, sin embargo, el cultivo principal es el maíz; otros cultivos importantes son: frutales, como la manzana, aguacate y, caña de azúcar; además, alfalfa, frijol, cebada, papa, trigo, arroz, chile, avena forrajera, haba, tomate, ajonjolí y cacahuate, entre otros. En general, en el Estado de Puebla predomina la agricultura de temporal, y la de riego se limita a los Distritos de Riego de Valsequillo, Tetela de Ocampo, Atlixco y Oriental; la zona de mayor importancia en cuanto a extensión es el Distrito de Riego 030 en Tecamachalco, donde los principales cultivos son: maíz, frijol, alfalfa, hortalizas y algunos frutales, y los rendimientos, aunque se riega con agua residual de la Presa Valsequillo, son bajos, por lo que se tienen que emplear fertilizantes nitrogenados y fosforados, a diferencia de otras zonas del país, como el Valle del Mezquital Estado de Hidalgo, donde se obtienen altos rendimientos sin el empleo de fertilizantes.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

## 6.1.6 VEGETACION

La vegetación que presenta el Estado de Puebla es muy variada; en la zona de estudio predominan las siguientes familias de vegetales:

Familia Gramineae, con los siguientes géneros y especies:

1) *Andropogon saccharoides* "zacate perenne"

2) *Barbinodis*

3) *Hilaria cenchroides* "grama"

4) *Digitaria filiformes*

5) *Echinochloa cruspavonis*

6) *Panicum bulbosum*

7) *P. caespitosum*

8) *P. lepidulum*

9) *P. virgatum*

10) *Paspalum humboldtianum*

11) *Agostis semiverticillata*

12) *Muhlenbergia alamosae*

13) *M. distichophylla*

14) *M. rigida*

15) *M. robusta*

16) *Sporobolus indicus* (L.)

17) *Avena fatua*

18) *Festuca amplissima*

19) *Poa pratensis*

20) *P. annua*

21) *Bromus exaltatus*

22) *B. laciniatus*

23) *Bouteloua curtipendula*

24) *B. filiformes*

25) *B. gracilis*

26) *Leptochloa dubia*

27) *Microchloa kunthii*

28) *Lolium multiflorum*

Familia Fagaceae

1) *Quercus laurina*

Familia Amaryllidaceae

1) *Agave atrovirens* "maguey pulquero"

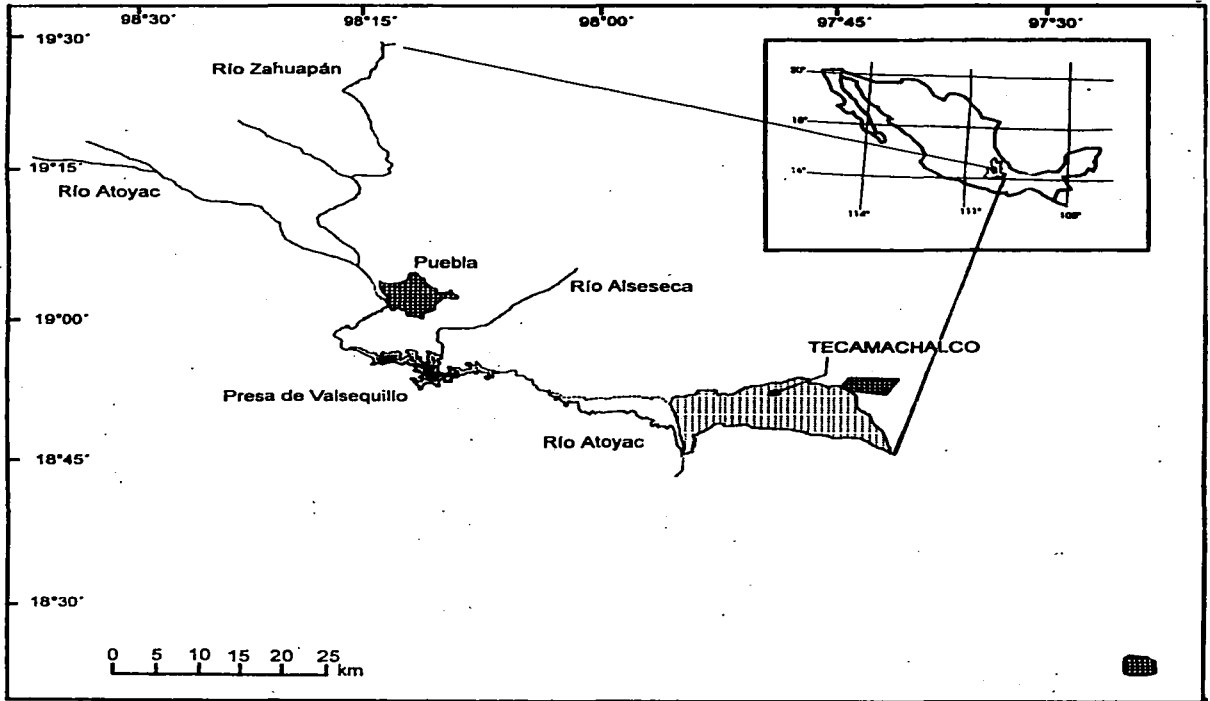
2) *A. lecheguilla*

3) *A. atrovirens*

4) *A. feroz*

Familia Casuarinaceae

1) *Casuarina equisetifolia*



**TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN**

**Fig. 1 Localización de la zona de estudio**

## **7. MARCO TEORICO**

### **7.1 PROPIEDADES E IMPORTANCIA DE LOS METALES PESADOS PLOMO, CROMO, COBALTO, NIQUEL Y CADMIO EN EL SISTEMA NATURAL AGUA-SUELO-ORGANISMO.**

Además del intemperismo natural de las rocas, las mayores entradas o recargas de metales pesados al medio ambiente surgen como resultado de la actividad humana; los contaminantes producidos durante los procesos industriales llegan al suelo a través de diferentes vías: los contaminantes gaseosos y particulados son emitidos por chimeneas y escapes, o son desviados desde tiraderos de desechos y esparcidos por el viento que se depositan en seco, o son lixiviados por la lluvia hacia el suelo (deposición húmeda); otra vía es el sistema de drenaje, las aguas residuales de industrias y obras o las aguas drenadas de tiraderos de desechos y basura, escurren directamente hacia áreas circundantes o se descargan en ríos y manantiales, incorporándose los contaminantes a los sedimentos y depósitos aluviales; también, los materiales sólidos como desechos de minas y lodos residuales de aguas negras pueden ser depositados directamente sobre el terreno agrícola o llegar a caer desde los tiraderos de las minas por escorrentía (López, 1991).

#### **7.1.1 PLOMO**

Se encuentra en forma natural en la corteza terrestre ( $16 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Fue uno de los primeros metales extraídos por el hombre a partir de la galena ( $\text{PbS}$ ), la cerusita ( $\text{PbCO}_3$ ) y la anglesita ( $\text{PbSO}_4$ ); este elemento se produce principalmente por fundición del mineral. La galena se cristalizó del magma líquido en las fisuras de la corteza, los minerales de carbonatos y sulfatos se han formado a partir de los sulfuros por procesos de intemperismo. El Pb también se encuentra asociado con el Zn en la esfalerita, con el cobre en la calcopirita, está presente por sustitución isomórfica de iones (K, Sr, Ba, Ca y Na) en varios cristales (Fergusson, 1990). El elemento tiende a estar más concentrado en rocas ígneas como el granito ( $24 \text{ mg kg}^{-1}$ ), en rocas metamórficas, como los esquistos ( $23 \text{ mg kg}^{-1}$ ) y en menor proporción en rocas ígneas del tipo de los basaltos ( $3 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Las altas

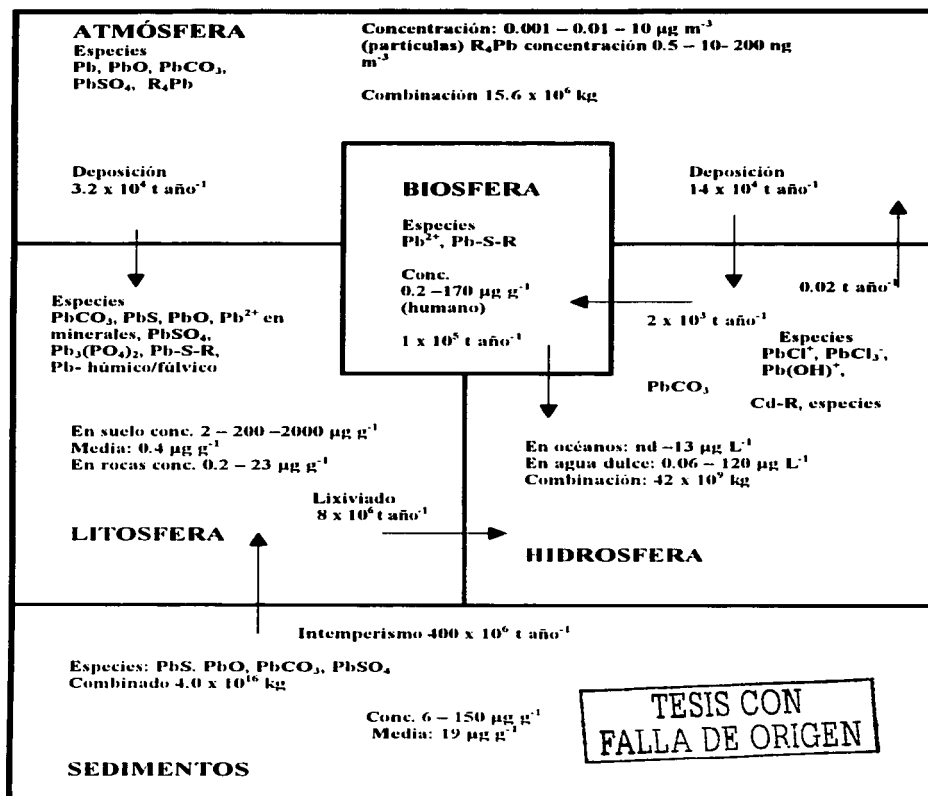
concentraciones en carbón y esquistos orgánicos (2-370 mg kg<sup>-1</sup>), probablemente se deben a los complejos formados con compuestos orgánicos.

El consumo del elemento ha aumentado considerablemente durante los últimos 30 años. La mayor parte es usado en la industria automovilística, en la producción de baterías de los carros, alfarería, cables, productos químicos, pigmentos para pinturas como el Pb rojo (Pb<sub>3</sub>O<sub>4</sub>), Pb blanco (2PbCO<sub>3</sub>·Pb(OH)<sub>2</sub>), pigmento amarillo usado en el señalamiento de carreteras (Ca<sub>2</sub>PbO<sub>4</sub>), pinturas resistentes a la corrosión (PbCrO<sub>4</sub>), para el pintado y galvanizado del fierro (PbMoO<sub>4</sub> y PbO); también se usa como un estabilizador del PVC, el PbO remueve los sulfuros del petróleo durante su refinación y el acetato de Pb es empleado en las mezclas de los tintes para oscurecer el pelo. Las actividades de la minería del Pb son la fuente de exposición más evidente, ya que durante la fundición, el Pb calentado desprende vapores con partículas de tamaño respirable (menor de 5 µm) a concentraciones altas, tales como 200 a 300 µg m<sup>-3</sup> de aire en lugares dedicados a esta actividad, aún cuando las concentraciones más altas del elemento están bajo la forma de sulfuros de Pb los cuales son insolubles; otro uso importante es como aditivo antidetonante de la gasolina (tetraalquilo de Pb), en menor grado la aplicación en la agricultura de pesticidas que contienen Pb. Su aplicación en pigmentos y cañerías es relativamente pequeña. Aunque la cantidad total de Pb usado en las baterías es alta, la aplicación de este tipo de Pb es pequeña en relación al Pb que se encuentra disperso en el medio ambiente; especialmente los aditivos de la gasolina originan las principales descargas.

La principal causa del problema de la contaminación del aire es la combustión de la gasolina, no obstante, las partículas alcanzan la superficie del suelo, especialmente por precipitación originando serios problemas en la salud. Los problemas ambientales y de salud asociados al Pb identificados y estudiados en el contexto mundial se refieren, en su mayor parte, a los compuestos inorgánicos del Pb y al Pb metálico. El Pb contaminante del ambiente general corresponde casi en su totalidad a formas inorgánicas del metal, aunque pueden existir cantidades de Pb orgánico derivado de la combustión de la gasolina, así



como de procesos naturales de alquilación que producen compuestos de metilo de Pb (Corey y Galvão, 1989).



Cuadro A. Ciclo Biogeoquímico del Plomo. Fuente: Fergusson, (1990).

En el ciclo biogeoquímico (Cuadro A), se indican las concentraciones de sustancias que contienen Pb, las entradas externas a la atmósfera, de la quema del carbón y del

petróleo, pinturas desgastadas, fundidoras de Pb y de metales no-ferrosos, depósitos de aerosoles y pinturas, tanto a la hidrósfera como a la litósfera. El ciclo biogeoquímico del Pb es similar al del cadmio, aunque con cantidades más grandes. La importante combinación de estas descargas de Pb, van directo a la atmósfera, aún cuando la concentración de Pb es baja comparada con la litósfera. Las emisiones antropogénicas a la atmósfera son mucho más grandes que las naturales, llegando a ser de  $400 - 450 \times 10^6 \text{ kg año}^{-1}$ , comparado con  $2 - 6 \times 10^6 \text{ kg año}^{-1}$  (Fergusson, 1990).

Al igual que cualquier contaminante, la concentración del Pb en los suelos y la vegetación, depende de la distancia de las carreteras, la densidad del tránsito, la dirección del viento, tiempo de uso del camino y de la profundidad del perfil del suelo.

Se presenta en varios estados de oxidación, como son: 0, +1, +2, y +4, a excepción del Pb (I) todos son de importancia ambiental siendo la especie iónica divalente de Pb (II) la más estable en el medio ambiente natural (Maya et al. 1995).

El ión  $\text{Pb}^{2+}$  liberado y/o producido por intemperismo, es incluido en gran número de procesos químicos, tales como la adsorción sobre las arcillas, la materia orgánica, los óxido de Fe y Mn, la precipitación de compuestos insolubles y la coordinación con los ligandos orgánicos e inorgánicos. El Pb de precipitación reciente derivado de la combustión de la gasolina y asociado fundamentalmente con haluros es relativamente soluble, con el tiempo, es convertido a una matriz menos soluble, debido probablemente a la pérdida de haluros y a la asociación con  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  y  $\text{PO}_4^{3-}$  en forma aniónica, y con la materia orgánica del suelo; existe evidencia de que los quelatos de Pb presentes en la materia orgánica son de baja solubilidad debido a la naturaleza divalente y a la fuerte adsorción del Pb; las capas superficiales de la mayoría de los suelos son considerablemente más altas en Pb que los horizontes más profundos. Alcanza el suelo y la cubierta vegetal como un depósito aéreo y durante la precipitación, irrigación, drenaje de minas, desechos de hojas o como polvo que vuela de un lugar a otro, algunas veces es adicionado al suelo como pesticida ( $\text{PbPO}_4$ ). Aunque la aspersión de arseniato de Pb había disminuido, se ha

incrementado recientemente como resultado de la prohibición del D.D.T., y es común en ciertas especies de vegetales como arándanos, árboles frutales y también en papas. El Pb también entra al suelo por aplicación de lodos de aguas residuales en una cantidad considerable ( $2 - 7000 \mu\text{g g}^{-1}$ ) y, en menor proporción, por irrigación del agua, menos de  $20 \mu\text{g g}^{-1}$  (Fergusson, 1990).

La transferencia de Pb del suelo a la planta puede ser expresado como una relación en la concentración suelo-planta y depende de la especie vegetal, el estado de crecimiento de ésta, las formas químicas del metal en el suelo y las propiedades del suelo, tales como su composición, nivel de fertilidad, pH y su estado de humedad. La deposición de Pb como materia particulada sobre la superficie de las hojas y su retención, depende del tamaño de la partícula, forma química del Pb, naturaleza de la superficie de la hoja y del período de contacto. El Pb entra a las plantas por dos vías: captación por raíces y captación por las hojas; una vez dentro del sistema, parece ser retenido por la membrana celular, mitocondrias y cloroplastos (Mortvedt *et al.* 1983), cambiando la permeabilidad de las membranas celulares y limitando la actividad enzimática de la microbiota, afectando la respiración, la fotosíntesis, la abertura de los estomas y la transpiración de las plantas, cuando se encuentra en cantidades tóxicas ( $30 - 300 \mu\text{g g}^{-1}$ ) (García, 1992).

La exposición del hombre al Pb a través del agua es mínima, debido a que forma esencialmente compuestos insolubles con  $\text{CO}_3^{2-}$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ ; además, el agua potable tiende a tener en general, menor contenido que el agua no tratada de la fuente, debido a que el Pb es en parte removido por las plantas convencionales de tratamiento de agua potable. Cuando se detectan niveles elevados de Pb en la red y en los estanques de almacenamiento, especialmente en el caso de aguas blandas y de pH bajo, habitualmente son resultado de la corrosión sobre estas estructuras cuando han sido elaboradas con Pb (Corey *et al.* 1989).

Las frutas, verduras y cereales se contaminan con el metal, ya sea absorbiéndolo a partir del suelo, o bien recibiendo como depósito en sus superficies a partir del aire contaminado. Los mecanismos de contaminación de alimentos con Pb son los utensilios

metálicos de cocina que tengan soldaduras de Pb, que sean de peltre o de Cu con recubrimiento de estaño, e igualmente los utensilios domésticos de alfarería vidriada usados para cocinar o almacenar alimentos, aguas y bebidas, especialmente si éstos son ácidos. Las latas conserveras con soldaduras de Pb representan un riesgo relativo, ya que se ha visto que lo liberan hacia el alimento, dependiendo de si el contenido tiene un pH ácido y de la tecnología de la conservería (Corey *et al.* 1989).

En cuerpos de agua contaminados, la introducción de Pb por causas antropogénicas puede ser más importante que todas las fuentes naturales. El Pb antropogénico llega al ambiente acuático a través de la precipitación pluvial que arrastra el Pb emitido en la combustión de gasolina y descargas de aguas residuales de las industrias. En el ambiente acuático, el Pb puede formar complejos con los ligandos orgánicos, con los componentes coloidales y partículas sólidas. Una fracción importante se encuentra adsorbida por ácidos húmicos y la fase mineralógica de los sedimentos. La especiación química del Pb en agua es compleja, y depende de los siguientes factores: acidez (pH), oxígeno disuelto (OD) y la presencia de componentes orgánicos e inorgánicos. Los sulfuros, sulfatos, carbonatos, óxidos e hidróxidos de Pb se consideran insolubles, ya que su solubilidad es un mecanismo de control primario del Pb disuelto, aunque diversas estimaciones muestran índices muy bajos de solubilidad:  $< 1 \mu\text{g L}^{-1}$  a pH de 8.5 – 11 (Maya *et al.* 1995).

Para combatir la contaminación por Pb en los suelos, la alcalinización reduce la captación de Pb del suelo por las plantas, esto puede ser debido a que el incremento en el pH del suelo puede originar que se precipite como hidróxido, carbonato o fosfato. Los iones calcio competirán con las cantidades traza de Pb presente por sitios de intercambio en el suelo y superficie de las raíces. El incremento en el pH y la actividad de los iones calcio pueden disminuir la capacidad fisiológica de las raíces de las plantas para absorber Pb. También, la alcalinización puede promover la capacidad de la materia orgánica para formar complejos con el elemento. La adición de fertilizantes de fósforo al suelo puede reducir la disponibilidad de Pb, dependiendo del tipo de suelo y de planta (Mortvedt *et al.* 1983).

### **7.1.2 CROMO**

Puede ser un elemento cancerígeno dependiendo del compuesto que forme. Los compuestos de cromo considerados como sustancias peligrosas son el acetato crómico, ácido crómico, sulfato crómico y cloruro cromoso; además, el elemento es un componente de desechos peligrosos (García, 1992).

Está distribuido por toda la corteza terrestre ( $100 \text{ mg kg}^{-1}$ ), presenta una concentración mayor en las rocas ultramáficas o ultrabásicas, por ejemplo la dunita, peridotita y serpentinita ( $3400 \text{ mg kg}^{-1}$ ) y, en menor concentración, en las rocas ígneas del tipo de las graníticas ( $4 \text{ mg kg}^{-1}$ ). En las rocas sedimentarias como las calizas y areniscas se encuentra en menor proporción, que va de 11 a  $90 \text{ mg kg}^{-1}$  (Alloway, 1990).

Se obtiene principalmente de las rocas básicas de donde es extraído (Cromita:  $\text{FeOCr}_2\text{O}_3$ ) para su utilización en diversas actividades industriales, como la protección para revestimiento de los metales, para fines estéticos y decoración; además, es un importante agente en los procesos de curtido de pieles. Las industrias que presentan mayor riesgo de contaminación por la presencia del Cr son las de cemento, colorantes, galvanoplastia, material fotográfico, material refractario, metalurgia (producción de acero y otras aleaciones metálicas), pinturas, principalmente los anticorrosivos (Galvão y Corey, 1987b).

Puede presentarse en la forma iónica con valencias de  $2^+$ ,  $3^+$  o  $6^+$ , de éstas las más importantes en cuanto a sus efectos sobre la salud humana y su presencia predominante en los suelos, son la trivalente ( $3^+$ ) y la hexavalente ( $6^+$ ). En el ácido crómico y cromatos, el Cr es hexavalente. En suelos ácidos el catión  $\text{Cr}^{3+}$  se presenta como  $\text{CrOH}^{2+}$  y en suelos alcalinos  $\text{Cr}(\text{OH})_4^-$ ; mientras que el  $\text{Cr}^{6+}$  se presenta en suelos ácidos y alcalinos como  $\text{Cr}(\text{OH})_4^-$ . El catión  $\text{Cr}^{3+}$  tiene propiedades similares al  $\text{Fe}^{3+}$  y  $\text{Al}^{3+}$ , es fácilmente hidrolizado y precipita como  $\text{Cr}(\text{OH})_3$ ; el Cr (III) es pobremente soluble bajo condiciones medioambientales en la mayoría de los suelos, y forma complejos solubles con agentes complejantes orgánicos, tales como el oxalato, citrato y el EDTA, los cuales pueden incrementar su solubilidad en el suelo. Las formas predominantes de Cr (VI) son los

oxianiones altamente solubles  $\text{HCrO}_4^-$ ,  $\text{CrO}_4^{2-}$  y  $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ ; la concentración de las especies dominantes depende de la concentración de  $\text{Cr}^{6+}$  disuelto y del pH. El  $\text{Cr}^{6+}$  está enlazado fuertemente a los óxidos de Fe y Al. Además, la solubilidad y movilidad del  $\text{Cr}^{6+}$  es altamente dependiente del pH. El  $\text{Cr}^{6+}$  es un agente oxidante y puede ser reducido a  $\text{Cr}^{3+}$  con la presencia de un agente reductor, tal como el  $\text{Fe}^{2+}$ , S o C orgánico. En presencia de algunos agentes oxidantes como el  $\text{Mn}^{4+}$  en  $\text{MnO}_2$ , el  $\text{Cr}^{3+}$  puede ser oxidado a  $\text{Cr}^{6+}$  (Loeppert, 2000).

La movilidad y toxicidad del Cr dependen de su grado de oxidación. El  $\text{Cr}^{3+}$  es considerado un elemento traza esencial para el funcionamiento de los seres vivos, mientras que el  $\text{Cr}^{6+}$  tiene efectos tóxicos en los sistemas biológicos. Por otro lado, la movilidad ambiental del  $\text{Cr}^{6+}$  es mayor que la del  $\text{Cr}^{3+}$ . A las condiciones de pH y Eh de la mayoría de las aguas naturales el  $\text{Cr}^{6+}$  es altamente soluble, mientras que el  $\text{Cr}^{3+}$  tiende a precipitar como  $\text{Cr}(\text{OH})_3$  o  $\text{Cr}_x\text{Fe}_{4-x}(\text{OH})_3$ . Además, el  $\text{Cr}^{3+}$  forma complejos con diversas especies orgánicas e inorgánicas, lo que puede incrementar su solubilidad. En los suelos, el Cr se encuentra principalmente como  $\text{Cr}^{3+}$  precipitado o adsorbido, lo que dificulta su infiltración hacia el agua subterránea y su absorción por las plantas. El  $\text{CrO}_4^-$  y  $\text{HCrO}_4^-$ , son las especies más móviles del Cr en los suelos, las cuales pueden ser absorbidas por las plantas e infiltrarse hacia los acuíferos. Las reacciones de óxido-reducción pueden cambiar la especie predominante del Cr. Estos procesos dependen del pH, concentración de oxígeno, presencia de oxidantes o reductores, así como ligandos y catalizadores (Armienta et al. 2000).

También, el  $\text{Cr}^{3+}$  con radio iónico 0.064 nm, puede reemplazar al  $\text{Fe}^{3+}$  porque tiene un radio iónico de 0.067 nm, cercano al del  $\text{Cr}^{3+}$  y al  $\text{Al}^{3+}$  en muchos otros minerales, formando turmalinas de Cr, granates, micas y cloritas; proporciona en pequeñas cantidades el color a ciertos minerales, por ejemplo, el verde de la esmeralda y el rojo del rubí (debido al óxido crómico). Los principales compuestos que tienen interés por su presencia en el ambiente

son los trivalentes: óxido crómico, sulfato crómico y los hexavalentes: trióxido crómico, ácido crómico y dicromatos de sodio, potasio, etc. (García, 1992).

El contenido de Cr en un suelo no contaminado es de  $54 \text{ mg kg}^{-1}$  (Sposito, 1989); también depende mucho de la naturaleza del material parental, por ejemplo, los suelos llamados "serpentina" pueden contener de  $100 - 7000 \text{ mg kg}^{-1}$  de Cr y grandes concentraciones de Mg y Fe, pero cantidades pequeñas de Ca y Si, la causa exacta del crecimiento pobre de las plantas, así como el escaso número de especies vegetales sobre suelos de serpentina parece ser controversial; pero el consenso es que el Ni parece ser más tóxico, aún con altas concentraciones de Cr y Co presentes (Alloway, 1990).

Algunas plantas se han adaptado a los suelos de serpentina a través de la selección natural. El término "serpentinofita" es utilizado para designar una raza morfológicamente diferenciada y tolerante a suelos de serpentina. El que esta diferenciación ecotípica sea causada por una relación adversa Mg/Ca o por niveles elevados deletéreamente de otros iones (Cr, Ni y Co, a menudo presentes en cantidades relativamente altas como impurezas en minerales de serpentina) no ha sido determinada (Mortvedt *et al.* 1983).

No es un nutrimento necesario para el crecimiento de las plantas, pero si es un metal traza esencial para los animales en la forma de  $\text{Cr}^{3+}$ , pero en altas concentraciones puede ser tóxico; generalmente no es considerado muy tóxico para plantas y animales por su baja solubilidad. El  $\text{Cr}^{6+}$  es altamente tóxico para las plantas, mutagénico y carcinogénico para animales; su toxicidad resulta primeramente de sus características redox que pueden interferir con los procesos metabólicos. Evidencias recientes han mostrado que sus intermediarios altamente reactivos  $\text{Cr}^{4+}$  y  $\text{Cr}^{6+}$ , pueden existir en cantidades traza durante la reducción de  $\text{Cr}^{6+}$  a  $\text{Cr}^{3+}$ , que son las formas más tóxicas y mutagénicas del Cr. Algunas plantas pueden tolerar cantidades pequeñas de Cr (VI), puesto que ellas producen agentes reductores como el glutatión, como una especie de adaptación al stress que facilita la reducción del Cr (VI) al Cr (III). Cantidades mayores de Cr (VI) excederían la capacidad de la planta para la adaptación al stress que daría como resultado la muerte de la planta. La

**eficacia de estas plantas de adaptación al stress es altamente variable entre las especies de plantas y, aún entre cultivos individuales con una sola especie (Bolt, 1976).**

**En el aire no contaminado se encuentra normalmente en concentración que fluctúa entre 0.01 y 0.02  $\mu\text{g m}^3$ , niveles que no causan daño a la salud. Mientras que, la contaminación de las industrias metalúrgicas que emiten el Cr en forma de partículas en cantidades elevadas van de  $7.34 \times 10^3$  a  $53.61 \times 10^3 \text{ t año}^{-1}$ , comparado con los desechos de incineradores municipales ( $0.098 \times 10^3 - 0.98 \times 10^3 \text{ t año}^{-1}$ )(Alloway, 1990).**

**Por su baja solubilidad los niveles naturales de Cr en las aguas son bajas. En los ríos, las concentraciones naturales de Cr varían de 0.1a  $5 \mu\text{g L}^{-1}$ , y para el  $\text{Cr}^{6+}$   $0.29 \mu\text{g L}^{-1}$  como promedio de 24 hr, nunca excede de  $21.0 \mu\text{g L}^{-1}$ . En el océano, las concentraciones son inferiores a  $5 \mu\text{g L}^{-1}$  para que se pueda desarrollar la vida acuática de agua salada; el  $\text{Cr}^{3+}$  debe tener un limite máximo de  $10\ 300 \mu\text{g L}^{-1}$  para toxicidad aguda y de  $\text{Cr}^{6+}$   $18 \mu\text{g L}^{-1}$  como promedio de 24 hr, nunca excediendo de  $1260 \mu\text{g L}^{-1}$ . Las actividades y efluentes industriales son los principales contaminantes de las aguas, llegando a elevar las concentraciones por arriba de  $25 \mu\text{g L}^{-1}$ . En el suelo, el Cr se puede encontrar en concentraciones de 5 a  $1500 \text{ mg kg}^{-1}$  (Bowen, 1979), aunque la contaminación por el uso de fertilizantes puede elevarla, porque los fertilizantes fosfatados y de potasio contienen más cantidad de Cr ( $30 - 3000 \text{ mg kg}^{-1}$ ), comparados con los fertilizantes orgánicos, principalmente los residuos de aves de corral ( $6 \text{ mg kg}^{-1}$ ); en el suelo, el Cr existe como  $\text{Cr}^{3+}$ , y parece no ser tóxico usándose la caliza para corregir suelos ácidos que contengan Cr (Alloway, 1990).**

**Los suelos contaminados con  $\text{Cr}^{6+}$  son generalmente tratados para reducción del  $\text{Cr}^{6+}$  a la forma considerablemente menos tóxica ( $\text{Cr}^{3+}$ ) con  $\text{Fe}^{2+}$  como agente reductor. Sin embargo, el Cr (III) puede ser oxidado a Cr (VI) bajo ciertas condiciones en algunos suelos; cualquier suelo que contenga cantidades significativas de Cr puede representar un peligro al medio ambiente. Suelos con altas concentraciones de Mn pueden ser especialmente problemáticos, debido a la oxidación inducida por el Mn, de Cr (III) a Cr (VI) (Loeppert, 2000).**



**Los alimentos constituyen para el hombre la fuente de Cr natural más importante.**

**Aportes superiores proporcionados por agua y aire, habitualmente se deben a la contaminación artificial, correspondiendo ello preferentemente al Cr hexavalente. La presencia del Cr en los alimentos es muy variable, con rango entre 20 y 600  $\mu\text{g kg}^{-1}$ . Presenta valores de 20 – 50  $\mu\text{g kg}^{-1}$  en las verduras, 20  $\mu\text{g kg}^{-1}$  en las frutas, 40  $\mu\text{g kg}^{-1}$  en los cereales y 20 – 200  $\mu\text{g kg}^{-1}$  en algunos alimentos marinos. Se estima que la ingestión diaria de Cr en condiciones normales puede variar de 5 a 500  $\mu\text{g}$ , con un valor promedio diario de 100 – 300  $\mu\text{g}$ . Se estima como límite permisible para la salud humana un valor promedio de  $\text{Cr}^{3+}$  en 170  $\mu\text{g L}^{-1}$  y de  $\text{Cr}^{6+}$  50  $\mu\text{g L}^{-1}$  (Galvão y Corey, 1987b).**

**La esencialidad del Cr fue demostrada por Mert and Schwarz (1955); es un elemento esencial para el hombre y los animales, por ejemplo, cuando eran suministradas grasas (aceite de oliva) o proteínas (gelatinas), como dieta a hombres normales en ayuno, no había incremento en el nivel de glucosa en la sangre, pero cuando los alimentos seleccionados eran basados en carbohidratos (glucosa o almidón), el nivel de glucosa en la sangre se incrementaba por encima de los niveles normales y gradualmente regresaba al nivel normal, a una tasa de aproximadamente 4% de exceso de glucosa removida por minuto. Esta velocidad de regreso del exceso de glucosa en la sangre a los niveles normales es llamada "Factor de Tolerancia a la Glucosa" (FTG), así, el efecto principal del Cr parece ser sobre los pasos iniciales de la utilización de la glucosa, y su actividad está muy ligada a la de la insulina. Se requiere a diario de aproximadamente 1  $\mu\text{g}$  de cromo absorbible ( $\text{Cr}^{3+}$ ) para mantener normal el metabolismo de la glucosa y de los lípidos. El significado nutricional total y el papel bioquímico del  $\text{Cr}^{3+}$  son desconocidos, pero hay evidencia suficiente para designar a este elemento como un factor nutricional esencial. Sin embargo, el único síntoma de deficiencia mostrado hasta ahora, es una eliminación más lenta del exceso de glucosa del sistema circulatorio; no se ha demostrado ningún defecto de crecimiento (Mortvedt et al. 1983).**

### **7.1.3 COBALTO**

Entre los minerales que lo incluyen están la cobaltita ( $\text{CoAsS-FeAsS}$ ) y la skutterudita ( $\text{CoAs}_3\text{-NiAs}_3$ ). Además de estos depósitos, el elemento es más abundante en minerales ferromagnesianos relativamente inestables, como el olivino, los piroxenos, los anfíboles y las biotitas, las cuales componen las rocas básicas y las rocas ígneas ultrabásicas. Estos minerales contienen como principal catión al  $\text{Mg}^{2+}$  (radio iónico 7.8 nm) y  $\text{Fe}^{2+}$  (radio iónico 8.3 nm), y los iones como el  $\text{Co}^{2+}$  (8.2 nm) son incorporados a los cristales por sustitución isomórfica. Las rocas ígneas ácidas, ricas en sílice como el granito, que no contiene minerales ferromagnesianos, son bajas en Co. Las rocas ultrabásicas, como la dunita y la peridotita y el producto de su metamorfismo, la serpentinita, contienen 100-200  $\text{mg kg}^{-1}$  de Co. Las rocas básicas como los basaltos y las andesitas contienen de 30 a 45  $\text{mg kg}^{-1}$ , mientras que, el granito y la riolita contienen solamente 5-10  $\text{mg kg}^{-1}$  (Alloway, 1990).

El contenido en las rocas sedimentarias refleja la composición del material del cual se derivaron. Así, los esquistos formados de rocas básicas y ultrabásicas fácilmente intemperizables son relativamente ricas en sílice y tienen concentraciones mucho más bajas. Las fuentes significativas en el suelo son: el material parental del cual derivaron los suelos y las aplicaciones de sales de Co, o fertilizantes fosfatados tratados con Co, a suelos superficiales para cubrir deficiencias, las cuales causan problemas en la nutrición de los rumiantes o en el cultivo de las hortalizas.

El contenido normal en los suelos varía ampliamente: de 0.1 a 70  $\text{mg kg}^{-1}$ , con un contenido promedio de 10–15  $\text{mg kg}^{-1}$ . Los contenidos en los suelos varían principalmente en relación al material parental, aunque también hay diferencias, entre suelos de zonas con diferentes climas. Así, por ejemplo, en suelos de Escocia formados sobre serpentina, andesita y granito, las concentraciones respectivas de Co fueron: 20-40, 10-20 y 1-3  $\text{mg kg}^{-1}$ , y bajo condiciones tropicales muy contrastantes en la República Central de África, algo comparable fue encontrado. Las concentraciones en suelos grises ferromagnesianos

fueron de 20 a 100 mg kg<sup>-1</sup> en suelos formados sobre anfibolita, y de 30-60 en suelos formados sobre migmatita (Kabata-Pendias, 1992).

En la naturaleza, el elemento se presenta en sus dos estados de oxidación Co<sup>2+</sup> y Co<sup>3+</sup>, y la formación de complejos con el anión Co(OH)<sub>3</sub> también es posible. Durante el intemperismo, el Co es relativamente móvil en un medio ambiente oxidante, pero debido a la fuerte adsorción por los óxidos de Fe y Mn, así como por los minerales arcillosos, este metal no migra a una fase soluble (Kabata-Pendias, 1992).

El óxido, hidróxido y carbonato de Co son muy insolubles, así, en condiciones alcalinas el elemento es inmóvil. Por otro lado, en condiciones ácidas, la disolución y el lixiviado pueden ocurrir. Esto resulta, generalmente, en grandes concentraciones de Co total en suelos alcalinos, en comparación con suelos ácidos (Smith et al. 1951).

Los óxidos de Fe son conocidos por tener una gran afinidad para la adsorción de Co, esto ha sido observado en varios tipos de suelos y se ha reflejado en la distribución del Co en los perfiles del suelo, mostrando una similitud entre los niveles de Fe y Co en los horizontes del mismo. Sin embargo, en ciertos suelos enriquecidos con Mn, la asociación del Co con el Mn domina sobre otros factores que gobiernan la distribución del Co.

El mecanismo de adsorción del Co por óxidos de Mn, aparentemente, difiere a diferentes valores de pH, y generalmente, está basado en el intercambio del Co<sup>2+</sup> con el Mn<sup>2+</sup> y en la formación del Co(OH)<sub>2</sub>, precipitados en la superficie del óxido. Son diferentes los mecanismos redox que se han propuesto para la adsorción por los óxidos de Mn; éstos incluyen la oxidación de Co<sup>2+</sup> a Co<sup>3+</sup> en la interface del óxido, la reducción del Mn<sup>4+</sup> a Mn<sup>3+</sup> en los óxidos cristalinos, y el reemplazo del Mn<sup>3+</sup> o Mn<sup>4+</sup> por Co<sup>3+</sup> (Kabata-Pendias, 1992).

La materia orgánica del suelo y los contenidos de arcilla son también factores importantes que gobiernan la distribución y conducta del Co. La montmorillonita y las illitas han sido citadas por numerosos investigadores como significativas por su gran capacidad de adsorción y su relativa facilidad para liberar Co. La movilidad del Co está relacionada fuertemente a los tipos de materia orgánica en los suelos. Los quelatos orgánicos de Co

son conocidos por ser fácilmente móviles y trasladados en los suelos. La concentración del Co en la solución del suelo es medianamente baja, en el rango de 0.3 a 87  $\mu\text{g L}^{-1}$  (Kabata-Pendias, 1992).

El interés primordial del Co como un constituyente de los suelos, se debe a su esencialidad en los animales y microorganismos, principalmente en rumiantes y microorganismos, más que por sus características mineralógicas o geoquímicas. Durante siglos, los agricultores de diferentes partes del mundo han encontrado pastos apropiados para el pastoreo de ovejas y ganado vacuno. Así, en pastos aparentemente ricos, estos animales pierden el apetito, tienen un crecimiento pobre y una baja reproducción, llegando a estar débiles, flacos y escuálidos, sufriendo severa anemia y, eventualmente mueren; los síntomas fueron atribuidos a bajas concentraciones de Co en la hierba. La deficiencia pudo ser corregida por adición de Co a los bloques de sal o suplementos minerales administrados a los animales, o por fertilización de pasturas y campos de paja con fertilizantes adicionados de Co. Por ejemplo, en Australia el uso de bolas de rumen conteniendo Co ha sido muy común, como un resultado del descubrimiento de los requerimientos del elemento y el desarrollo de métodos baratos y seguros para suplementar a los rumiantes con Co, el problema de deficiencia de este elemento ha desaparecido esencialmente de la industria del ganado en E.U. (Mortvedt *et al.* 1983).

Se ha observado en los suelos que tienen un contenido de Co de menos de 5  $\text{mg kg}^{-1}$ , que pueden producir pastos con un contenido de Co deficiente para el crecimiento normal de los animales. Los niveles críticos para las dietas de los rumiantes están alrededor de 0.08 a 0.1  $\text{mg kg}^{-1}$  (Kabata-Pendias, 1992)

En 1948, un "Factor-anti-pernicioso de anemia" conteniendo un 4% de Co fue aislado del hígado, esta sustancia llegó a ser conocida como vitamina B<sub>12</sub>, y fue utilizada para curar el languidecimiento de los corderos. Este trabajo manifestó la importancia de la deficiencia del Co en rumiantes, y mostró que el trastorno fue debido a la deficiencia de la vitamina B<sub>12</sub>. La vitamina B<sub>12</sub> y su coenzima fueron encontradas como una molécula compleja que

contiene Co (III), al centro de la estructura monoclinica tetrapirrola, la cual es sintetizada por organismos en el rumen (Smith et al. 1951).

Es un elemento esencial tanto para el hombre como para los animales monogástricos. Esta necesidad está basada en su función como constituyente de la vitamina B<sub>12</sub>. El nódulo bacteriano de las raíces de las leguminosas requiere de la presencia de Co para la fijación de nitrógeno atmosférico. Los requerimientos de este sistema por Co disponible son muy bajos. Los animales monogástricos requieren Co, específica y únicamente, en la forma de vitamina B<sub>12</sub>. La síntesis de esta vitamina por organismos en el rumen y la transferencia de vitamina B<sub>12</sub> de los rumiantes a los monogástricos en la carne y leche, son las principales rutas por las cuales los animales monogástricos satisfacen los requerimientos de esta vitamina (Mortvedt et al. 1983).

Los factores que contribuyen a la deficiencia de Co en los suelos para los animales de pastoreo, están asociados principalmente con suelos alcalinos o calcáreos (suelos podzoles, histosoles, rendzinas y solonetz), suelos con alto contenido de materia orgánica, suelos libres de CaCO<sub>3</sub> y elevados en Fe y Mn, siendo un límite crítico deficiente de 0.02-0.3 mg kg<sup>-1</sup> (Kabata-Pendias, 1992).

Es usado en la producción de aleaciones, pinturas, barnices, esmaltes y tintas. Las fuentes significativas de contaminación de Co están relacionadas a fundidoras de metales no ferrosos; mientras que, el carbono y otros combustibles fósiles son de menor importancia; sin embargo, los suelos situados en los bordes de los caminos y las calles polvosas están enriquecidas con Co (Bolt, 1976).

La absorción por las plantas es una función de la concentración del elemento en la solución del suelo durante la absorción; la conducta del Co es parecida a la de otros metales pesados como el Fe y el Mn; es transportado a formas enlazadas a complejos orgánicos enlazantes. El Co también es tomado fácilmente por las hojas a través de la cutícula; también, las aplicaciones foliares de Co en solución son conocidas para corregir deficiencias de Co. Aunque es sabido que el Co es esencial en ciertas funciones

bacterianas, también se ha reportado que inhibe la absorción del Mg por algunos microorganismos, y se ha utilizado para mostrar la actividad antimicrobiana. Cuando el Co es adsorbido en exceso por las raíces, afecta principalmente la transpiración, resultando en un enriquecimiento de Co en los márgenes y puntas de las hojas. Además, los síntomas comunes de toxicidad por Co, son hojas blancas, bordes y puntas muertas. Sin embargo, la primera reacción de las plantas a un exceso de Co, es la clorosis intervenal de hojas nuevas, parecido a una clorosis producida por Fe. Los efectos citológicos del exceso de Co es la inhibición de la mitosis, habiendo un daño cromosómico, o un daño en el retículo endoplásmico de las puntas de las raíces y una desorganización del floema y de venas menores. Para producir la toxicidad en las plantas se necesitan niveles de Co en un rango de 30-40 mg kg<sup>-1</sup>. Los cereales son las plantas más sensibles a un exceso de Co; mientras que, los contenidos de Co en los pastos no debe exceder de 60 mg kg<sup>-1</sup>, porque se pone en peligro la salud del animal. Hay plantas que acumulan grandes cantidades de Co y desarrollan mecanismos de tolerancia, básicamente similares a lo que ocurre en cualquier especie de planta metalífera. Varias especies de plantas, principalmente de las familias *Cruciferae*, *Caryophyllaceae*, *Violaceae*, *Leguminosae*, *Boraginaceae*, *Myrtaceae* y *Nyssaceae*, son conocidas por su alta acumulación de Co, e indicadores biogeoquímicos. Estas plantas crecen en suelos de serpentina o minerales de Cu-Co, conteniendo principalmente Co en cantidad de 2500 a 17 700 mg kg<sup>-1</sup>; también se ha descrito a la *Hausmaniastrum sp* como una hiperacumuladora de Co, conteniendo arriba de 4000 mg kg<sup>-1</sup> del elemento sin presentar síntomas de toxicidad (Kabata-Pendias, 1992).

#### 7.1.4 NIQUEL

En su forma natural, como ocurre con otros metales, no presenta gran importancia como fuente de contaminación ambiental, es decir, que la contaminación principal del ambiente, está vinculada a actividades humanas en la industria y, en menor escala, en la minería. La utilización creciente del Ni y de los materiales que lo contienen, ha estado incrementándose en los últimos años, por lo que es probable que la concentración de este metal en el suelo, en las aguas superficiales y en la atmósfera, continuará aumentando en la misma medida (Rodríguez, 1991).

Se presenta en varios estados de oxidación, pero solamente el  $Ni^{2+}$  es estable por encima de las fluctuaciones de pH y condiciones redox que se encuentran en el medio ambiente; su radio iónico es de 0.065 nm (parecido a los del Fe, Mg, Cu y Zn). El Ni puede reemplazar metales esenciales en metalo-enzimas y causar un trastorno de las vías metabólicas. Este elemento se encuentra en concentraciones de 75 mg  $kg^{-1}$  en la corteza terrestre, predominando en las rocas ígneas. Los elementos siderófilos (afinidad por el Fe) tales como el Ni, Cr y Co, tienden a presentarse en mayor cantidad en rocas ultramáficas (peridotita, dunita y piroxenita) con una concentración de 270 – 3600 mg  $kg^{-1}$ , comparado con las concentraciones de Ni que hay en las areniscas (2 mg  $kg^{-1}$ ). También las lateritas son otro grupo de minerales que contienen Ni, que se formaron después de prolongado intemperismo de la peridotita. Las rocas ígneas ricas en minerales ferromagnesianos y de sulfuro (piroxeno, olivino, biotita y clorita) son ricos en Ni; en estos minerales, sustituye al Fe y al Mg por la similitud de sus radios iónicos. Las rocas ígneas ácidas tienen menor contenido de Ni que las anteriores, las rocas alcalinas y sedimentarias son particularmente bajas en Ni (Alloway, 1990).

En estado libre se encuentra en las meteoritas, pero es relativamente abundante como parte de numerosos minerales compuestos como, la pentlandita ((Ni, Fe) $_9$ S $_8$ ), pirrotita niqueloferosa, charcopirita, blenda de Ni (NiS), y la cloandita o piritita blanca de níquel (NiAs $_2$ ). Hay dos clases comerciales del mineral de Ni: los minerales de sulfuro (pentlandita

y pirrotita); y el silicato de hidróxido de Mg ((Ni, Mg)<sub>6</sub>Si<sub>4</sub>O<sub>10</sub>)(OH)<sub>6</sub>) o garnierita. Alrededor del 60% de todo el Ni que se produce, se obtiene de la pentlandita (Rodríguez, 1991). Sus compuestos pueden ser detectados ampliamente en el ambiente, incluyendo plantas y animales utilizados para el consumo humano, en el aire, agua de bebida, ríos, lagos, océanos, y en todos los suelos. En los compuestos inorgánicos del Ni, solubles en el agua, el metal está presente por lo común como Ni<sup>2+</sup>, siendo importantes entre otros, los siguientes: acetatos, bromuros, cloruros, fluoruros, nitratos y sulfatos de Ni; y de los compuestos insolubles en el agua, se pueden citar los óxidos, hidróxidos, carbonatos, sulfuros y fosfatos de Ni. La exposición humana a estos compuestos, usualmente se presenta por la inhalación de polvos y gases en las actividades donde se utilizan. Entre los compuestos orgánicos, el carbonilo de Ni es el más importante, pues es utilizado como intermediario en el “proceso de Mond”, para la refinación del Ni, y además como catalizador en la industria química y del petróleo.

Entre los compuestos de mayor importancia comercial y ambiental están los siguientes: fluoruro, sulfuro, nitrato, hidróxido, carbonato y acetato de Ni. Su utilización está basada en su resistencia a la corrosión ante diversos ácidos, sales y álcalis, aguas puras y saladas, y ante gases húmedos y secos, en su fortaleza a un rango amplio de temperatura, en las adecuadas propiedades para las aleaciones, y en su buena apariencia. El Ni es utilizado principalmente en la producción de aleaciones, incluyendo acero inoxidable, en la industria química, de la maquinaria, electrónica, cerámica, pinturas y pigmentos, utensilios domésticos, y acuñación de monedas, en la cual se emplea una aleación de Ni-Cu, que contiene 66% de Ni y 32% de Cu (resistente a la corrosión); se usa también en la elaboración de amalgamas de Ni con Cu, Mn, Cr, etc., como intermediario de la síntesis de ésteres acrílicos para la elaboración del plástico, en la galvanoplastia. De igual manera, se utiliza en las áreas nuclear y aeroespacial, y como catalizador de refinación del petróleo (García, 1992).



Es fácilmente movilizado durante el intemperismo y después coprecipita principalmente con el Fe y los óxidos de Mn. Sin embargo, a diferencia del  $Mn^{2+}$  y  $Fe^{2+}$ , el  $Ni^{2+}$  es relativamente estable en soluciones acuosas y tiene capacidad de migración a través de grandes distancias. Durante el intemperismo de rocas ricas en Ni (principalmente en climas tropicales) se observa la formación de garnierita  $(Ni, Mg)SiO_3 \cdot nH_2O$ , el cual es una mezcla pobre de minerales arcillosos. La materia orgánica tiene una fuerte habilidad para adsorber Ni. Los ligandos complejos como el  $SO_4^{2-}$  y los ácidos orgánicos reducen la adsorción del Ni (Bolt, 1976).

El contenido en los suelos depende del contenido mismo que tenga el material parental. Sin embargo, la concentración del Ni en suelos superficiales refleja los procesos formadores del suelo y la contaminación (Kabata-Pendias, 1992).

La concentración típica en los suelos agrícolas fluctúa en un rango de 5 a  $500 \mu g g^{-1}$ , con un nivel típico de  $50 \mu g g^{-1}$ . En tierras no agrícolas, el rango fluctúa entre 4 y  $80 \mu g g^{-1}$ , con una media de  $26 \mu g g^{-1}$ . Se han encontrado niveles tan altos como  $24\ 000 \mu g g^{-1}$  en suelos cercanos a refinerías. El Ni es introducido al suelo agrícola por la aplicación de sedimentos residuales (Rodríguez, 1991).

Los altos contenidos siempre están en suelos arcillosos y en suelos ricos en arena y arcilla, por ejemplo Rendzinas, Cambisoles y Kastañozems, en cantidades que van de no detectables hasta  $450 mg kg^{-1}$  (Kabata-Pendias, 1992).

Con base en modelos de estabilidad termodinámica, la ferrita de Ni ( $NiFe_2O_4$ ) es la fase sólida más probable que puede precipitar en los suelos. Mientras que las condiciones del suelo sean ácidas y reductoras, los sulfuros de Ni parecen controlar la concentración de este elemento en la solución del suelo. El complejo hidroxilo  $Ni(OH)^+$  y los iones  $Ni^{2+}$ , probablemente, son las principales formas del elemento en la solución del suelo arriba de pH 8, mientras que, en suelos ácidos se encuentra como  $Ni^{2+}$ ,  $NiSO_4$  y  $NiHPO_4$ , aunque las proporciones relativas podrían depender de los niveles de  $SO_4^{2-}$  y  $PO_4^{3-}$ . En suelos ácidos, las principales especies químicas son:  $Ni^{2+}$ ,  $NiSO_4$ ,  $NiHCO_3^-$  y complejos orgánicos, y en

suelos alcalinos  $\text{NiCO}_3$ ,  $\text{NiHCO}_3^+$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  y  $\text{NiB(OH)}_4^+$ . Extracciones secuenciales del suelo usando reactivos químicos, se han empleado para identificar las fracciones de metales en suelos: más del 50% del Ni en los suelos puede estar asociado con la fracción residual (HF y  $\text{HClO}_4$  soluble), y cerca del 20% en la fracción óxidos de Fe-Mn; mucho del residuo (total) está enlazado con la fracción carbonato, y solamente una pequeña proporción en las fracciones intercambiables y orgánicas. En suelos enmendados con lodos residuales, la fracción orgánica asume una gran importancia. El factor más importante que determina la distribución del Ni entre la fase sólida y la solución del suelo es el pH; mientras que, los factores como el contenido de arcilla y la cantidad de hidróxidos y óxidos de Fe y Mn en el suelo, son de importancia secundaria. La movilidad del Ni en los suelos se incrementa a medida que el pH y la capacidad de intercambio catiónico (CIC) disminuye. También, el Ni aumenta en suelos arcillosos con una elevada CIC. En muchos suelos la cantidad de Ni extractable ha sido encontrada como una función del metal de carga, el pH y la CIC (Alloway, 1990).

Las plantas lo captan fácilmente y, aunque no es conocido como un nutriente esencial para el crecimiento, se han encontrado pequeñas cantidades del metal en la mayoría de las especies. El factor que afecta la absorción del Ni por las plantas es el pH del suelo. El síntoma más común de fitotoxicidad por Ni es la clorosis, generalmente el rango de cantidades tóxicas o excesivas de Ni en la mayoría de las especies de plantas varía de 10 a 100 ppm (Kabata-Pendias, 1992).

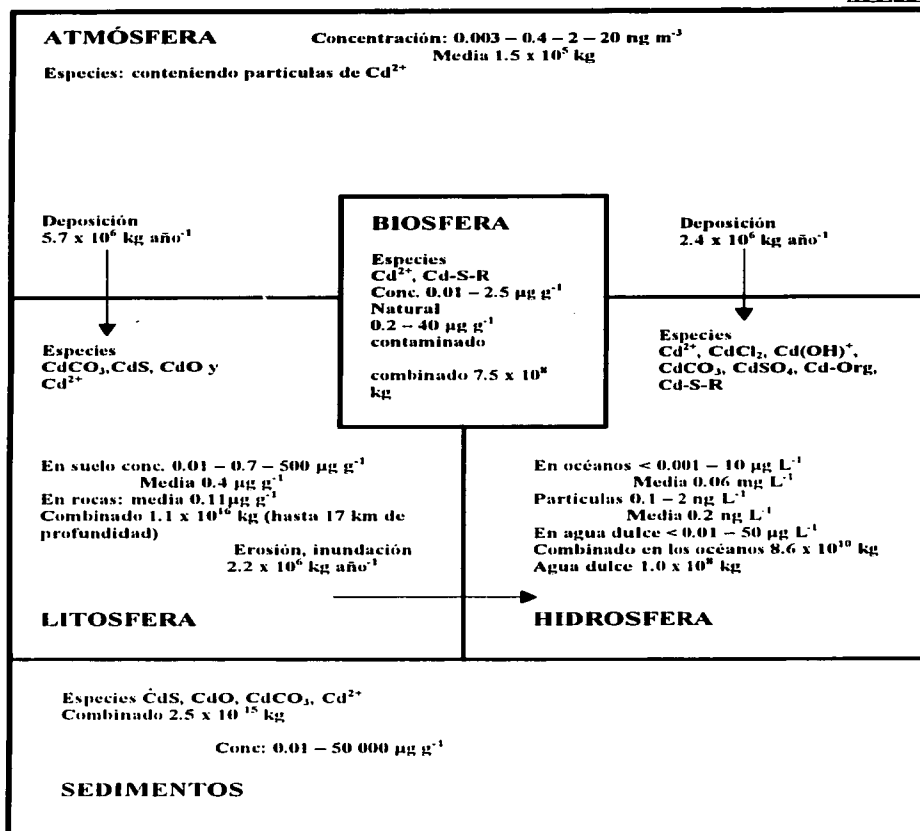
Puede estar presente en la mayoría de los alimentos, en cantidades muy bajas, por ejemplo, en granos, vegetales y frutas de  $0.02$  a  $2.7 \mu\text{g g}^{-1}$ , en carnes  $0.06$  a  $0.4 \mu\text{g g}^{-1}$ , en pescados  $0.02$  a  $20 \mu\text{g g}^{-1}$ , leche de vaca  $100 \mu\text{g L}^{-1}$ . El Ni puede ser transferido a los alimentos por los utensilios de cocina elaborados con Ni, pudiendo ocasionalmente añadir hasta  $1 \text{ mg día}^{-1}$  a la ingestión diaria promedio (Rodríguez, 1991).

### 7.1.5 CADMIO

Es un metal relativamente raro en la naturaleza, no tiene una función biológica específica esencial y es altamente tóxico para las plantas y los animales; sin embargo, las concentraciones de Cd encontradas normalmente en el medio ambiente no causan toxicidad alguna (Alloway, 1990).

Está distribuido en toda la corteza terrestre en una concentración de 0.15 a 0.2 mg kg<sup>-1</sup>, presentándose comúnmente como sulfuro de Cd (CdS) asociado con el mineral esfalerita (ZnS). No existe en estado puro, sino combinado con otros minerales como los de Pb, Cu y Zn. De éstos, el más importante es el Zn que puede contener hasta 0.3 partes de Cd por cada dos partes del mismo (Galvão y Corey, 1987a).

Se presenta en mayor concentración en las rocas sedimentarias, principalmente en las rocas fosforitas (<10-980 mg kg<sup>-1</sup>) y en esquistos negros (0.30-219.0 mg kg<sup>-1</sup>); mientras que, en las rocas ígneas (riolitas, granitos y basaltos) su concentración es menor que va de 0.01 a 0.60 mg kg<sup>-1</sup> con un promedio de 0.13 mg kg<sup>-1</sup>, y las rocas metamórficas contienen de 0.1-1.0 mg kg<sup>-1</sup> de Cd (Alloway, 1990). Está fuertemente asociado con el Zn, desde un punto de vista geoquímico, aunque parece ser que tiene más afinidad por el S que por el Zn, y exhibe también una movilidad más alta que el Zn en un medio ambiente ácido. El efecto tóxico de un metal está determinado, más por sus formas iónicas, que por su concentración. Su estado de oxidación predominante en los suelos es 2<sup>+</sup>; el Cd<sup>2+</sup> es relativamente móvil en suelos ácidos bien drenados; y los factores más importantes que controlan la movilidad del ión Cd son el pH y el potencial de oxidación. Puede ser retenido como un ión intercambiable, y por adsorción específica sobre los óxidos de Fe y Al o sobre la materia orgánica. La adsorción específica del Cd<sup>2+</sup> en los óxidos depende, en gran medida, del valor del pH, arriba del ZPC del mineral, es decir, de superficies negativamente cargadas (Loeppert, 2000).



Cuadro B. Ciclo biogeoquímico del cadmio. Fuente: Fergusson, (1990)

En el ciclo biogeoquímico (Cuadro B), se observan las cantidades externas que entran a la atmósfera como resultado de la combustión del carbón y de la gasolina, así como de las emisiones de las industrias cementeras. A la litósfera e hidrósfera, van los residuos de galvanoplastia, fertilizantes fosfatados, pigmentos, residuos sólidos y aguas de

tempestad. El cuadro B se refiere principalmente al sistema natural; sin embargo, en algunas situaciones se dan dos rangos de concentraciones, el primero es para niveles naturales, y el segundo es para niveles contaminados. También da una guía de los niveles que podemos encontrar en la naturaleza; algunas de las fuentes naturales de los flujos de cadmio son (en  $10^6$  kg año<sup>-1</sup>), el material llevado por el viento en 0.001 – 0.22 – 0.85 kg año<sup>-1</sup>, emisiones volcánicas 0.3 – 7.8 kg año<sup>-1</sup>, incendios forestales 0.001 – 0.7 – 1.5 kg año<sup>-1</sup>, etc. (Fergusson, 1990).

Durante el intemperismo, se encuentra libremente en solución y aunque se presenta como Cd<sup>2+</sup>, también puede estar formando varios iones complejos, como son los siguientes: Cd<sup>2+</sup>, Cd(OH)<sup>+</sup>, Cd(OH)<sub>2</sub><sup>-</sup>, Cd(OH)<sub>3</sub><sup>2-</sup>, CdCl<sup>+</sup>, CdCl<sub>2</sub><sup>-</sup>, las especies de CdHCO<sub>3</sub><sup>+</sup>, CdCl<sub>4</sub><sup>2-</sup> y quelatos orgánicos, bajo condiciones oxidantes fuertes se presenta en las formas de CdO y CdCO<sub>3</sub>. (Loeppert, 2000).

El principal factor que determina su contenido en los suelos es la composición química del material parental. El contenido promedio de Cd en el suelo parece estar entre 0.06 y 1.1 mg kg<sup>-1</sup>, y las concentraciones más altas se presentan en los suelos denominados Histozales (0.78 mg kg<sup>-1</sup>), y las concentraciones más bajas en Podzoles (0.37 mg kg<sup>-1</sup>), mientras que, el promedio calculado para suelos superficiales del mundo está en 0.53 mg kg<sup>-1</sup>; aparentemente, los valores más altos reflejan el impacto antropogénico y el estado del cadmio en el suelo superficial. El Cd es más móvil en suelos ácidos en un rango de 4.5 a 5.5; mientras que, en suelos alcalinos es inmóvil. Sin embargo, cuando el pH se incrementa en el rango alcalino, se pueden presentar las especies iónicas monovalentes hidroxilo por ejemplo, Cd(OH)<sup>+</sup>, la cual no puede ocupar fácilmente los sitios en los complejos intercambiables. La concentración del Cd en la solución del suelo es relativamente baja y está reportada en el rango de 0.2 a 6 µg g<sup>-1</sup>; un valor mucho más alto (300 mg g<sup>-1</sup>) es presumiblemente para suelos contaminados, y un valor de 400 µg g<sup>-1</sup> está dado para un suelo contaminado (Kabata-Pendias, 1992).

Su presencia en los suelos resulta primero como un residuo de las actividades industriales y mineras, ya sea como componente de la materia prima, como es el caso de las industrias de baterías y colorantes, o como parte de los subproductos del proceso, como la obtención del Zn. En los casos en que está presente como materia prima, el Cd suele generar concentraciones ambientales muy elevadas, es altamente resistente a la corrosión, se usa para recubrimiento de varios metales (Fe, acero y Cu); se emplea en aleaciones con Cu, Ni Au, Ag, B y Al para facilitar su fundición; estas aleaciones se usan también en la fabricación de electrodos en baterías alcalinas, en los reactores nucleares para atrapar neutrones, sus amalgamas para cuidados dentales, manufactura de lámparas fluorescentes, semiconductores, fotoceldas, joyería y en la industria del automóvil (García, 1992).

Está presente también en rocas fosfatadas, en concentraciones que van desde traza hasta significativas. En la mayoría de los casos, el Cd también está en el proceso de la producción de fertilizantes fosfatados, los cuales pueden ser una fuente principal de Cd en los suelos, plantas y animales, el uso de fertilizantes de roca fosfórica con cantidades elevadas de Cd, debería ser evitado en el proceso de fertilización y manejo del suelo, porque ha resultado ser la fuente de contaminación por Cd en los suelos (Alloway, 1990).

Aunque está considerado como un elemento no esencial para los procesos metabólicos, es absorbido por las raíces y el sistema foliar de los vegetales; también, es altamente acumulado en los organismos del suelo (Kabata-Pendias, 1992).

Como un constituyente del aerosol, el Cd, como otros metales, alcanza las plantas y el suelo durante la precipitación y la depositación directa. El último punto ocurre principalmente alrededor de las fábricas y minas que manejan Zn. La disponibilidad actual del Cd a partir de fosfatos en el suelo es desconocida; más aún, es un constituyente de los fungicidas utilizados rutinariamente en los pastos y, ocasionalmente, en los árboles frutales. Además, es aplicado como un supresor de los parásitos del tipo de los helmintos en el ganado, apareciendo el metal, por tanto en el estiércol. También se encuentra en la

mayoría de los suelos de los caminos, como resultado de su presencia en las llantas de los automóviles y en los aceites de los motores. El elemento es fácilmente absorbido a través de las raíces de las plantas de importancia alimenticia, usualmente en los principales granos (trigo, maíz, avena, mijo), también en chícharo, remolacha y lechuga. Se ha encontrado que el Cd se mueve rápidamente y en forma fácil, de las raíces hacia las hojas, en los rábanos. Como ocurre con otros metales pesados, un incremento en el pH del suelo por alcalinización suprime en cierta forma la captación de Cd. La leche lo contiene como resultado del pastaje del ganado en los pastizales contaminados, en concentraciones que varían de 17 a 30  $\mu\text{g L}^{-1}$ . Una dieta rica en mariscos y granos puede causar una alta ingesta de Cd diaria; los cigarros constituyen otra fuente al hombre. Cuando se ingiere, es absorbido por la sangre en un rango de aproximadamente 5%, y es inhalado en un rango de aproximadamente 30%. Las naciones predominantemente costeras como Japón, donde la dieta promedio consta de arroz y pescado, sufren de una mayor incidencia de enfermedades cardíacas que las áreas no contaminadas. La preocupación acerca de los efectos del Cd, surge de la tendencia de los metales a acumularse en los mamíferos. Por lo tanto, el metal puede reemplazar al Zn en ciertas enzimas causando enfermedades. La gran cantidad de literatura sobre la toxicología del Cd, tal como la referida a la destrucción de eritrocitos, daño testicular y degradación en el hombre, está principalmente basada en observaciones del daño agudo inducido en animales o de la contaminación accidental por el hombre. La contaminación con bajos niveles de Cd crónicos al hombre puede resultar en alteraciones respiratorias como el enfisema, alteraciones en el funcionamiento gástrico e intestinal, osteomalasia e hipersensibilidad a las enfermedades cardíacas (Mortvedt et al. 1983).

En agua dulce, existe principalmente como ión libre  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{CdCl}_2$  y presenta diferentes componentes orgánicos e inorgánicos. Los carbonatos, sulfuros e hidróxidos de cadmio tienen baja solubilidad en el agua. La solubilidad decrece conforme aumenta el pH por arriba de 9.0, debido a la formación de hidróxido de Cd. En agua, en lugares no

contaminados presenta concentraciones muy bajas, en océanos  $0.04 - 0.3 \mu\text{g L}^{-1}$ , y alrededor de  $1 \mu\text{g L}^{-1}$  en ríos; en regiones contaminadas los niveles se elevan de  $0.001$  hasta  $0.115 \text{ mg L}^{-1}$ . La importancia de estas concentraciones en el agua varía según la utilización que a ésta el hombre le dé, o sea, para consumo humano u otros usos (Galvão y Corey, 1987a).

La forma y destino en agua es complicada y depende de su especiación química, la cual está determinada por el pH y la dureza del agua, presencia de ligandos y coexistencia de cationes metálicos. La mayoría de la información química ambiental del Cd se basa en cálculos teóricos y estudios de laboratorio. La adsorción es probablemente el proceso más importante para la remoción de Cd de una columna de agua. El intercambio de Cd por iones de Ca en la estructura cristalina de minerales de carbonato, puede remover el Cd de la solución. En aguas con alto contenido de carbono orgánico, la adsorción a sustancias húmicas y otros agentes orgánicos complejos es significativa. El Cd es acumulado en diversos organismos acuáticos y su asimilación por organismos vivos está influenciada por la dureza del agua, de manera que, la bioacumulación aumenta al disminuir el contenido de Ca y Mg (Maya y Hansen, 1995).

En agua dulce, se encuentra generalmente en concentraciones  $< 1 \mu\text{g L}^{-1}$  y dentro del intervalo de  $0.1 - 10 \mu\text{g L}^{-1}$ . Concentraciones arriba de estos valores pueden atribuirse a fuentes antropogénicas, principalmente: hidrocarburos, industrias mineras, fundidoras de metales (Zn, Pb, Cu, etc.), manufactura de aleaciones, pinturas, baterías y plásticos, uso de fertilizantes y pesticidas, quemado de combustible fósil y deterioro de materiales galvanizados (Maya y Hansen, 1995).

La instalación de precipitadores electrostáticos y barredores en pilas, en las salidas de las fábricas que manejan Cd, se ha probado como un método efectivo para reducir la emisión del metal dentro de la atmósfera. En un caso particular, la instalación combinada de ciclones, filtros de bolsa y precipitadores, dio como resultado  $500 \text{ kg}$  de Cd en la recolección de  $15\,000 \text{ kg}$  de polvo. Dichos dispositivos no son normalmente utilizados con



combustión de aceite. Recientemente, la instalación de nuevos equipos resultó en una retención del 96% de Cd que, de otra forma, sería emitido al aire.

Controlar la química del Cd en los suelos ofrece otra posibilidad para disminuir la entrada del metal en el ciclo de los alimentos. Como ocurre con otros metales pesados, un incremento en el pH del suelo, puede precipitar al metal no únicamente como carbonato, sino también como sulfato y fosfato, dependiendo de la abundancia de estos aniones. Más aún, el efecto competitivo del  $\text{Ca}^{2+}$  y, las consecuencias fisiológicas y químicas de un incremento en el pH del suelo, pueden ser valiosos al disminuir la captación de Cd por las raíces de las plantas. Un arado limitado puede beneficiar las plantas de enraizado profundo y, el volteo del suelo superficial puede favorecer a las plantas de raíces superficiales. También, la fitoremediación se ha mostrado con resultados prometedores, por el uso de plantas que tienen una alta selectividad y tolerancia para el Zn y el Cd. El balance entre Cd-Zn y Hg en relación a su competencia por Selenio y por grupos tiol (-SH) de proteínas y enzimas en plantas y animales, es un aspecto que no debe ser olvidado en el manejo del estado de los elementos traza de los suelos (Mortvedt et al. 1983).

## **8. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA**

### **8.1 ANTECEDENTES GENERALES**

*Schalscha et al. (1982)*, realizaron un estudio sobre el fraccionamiento químico de metales pesados (Cu, Mn, Zn, Pb, Cr y Ni) en suelos afectados por aguas residuales, debido a que, la determinación de las formas químicas depositadas en el suelo, son esenciales para determinar su reactividad y contaminación potencial en el medio ambiente. Estos autores colectaron muestras de suelo a profundidades de 0-30 y 30-60 cm en una zona agrícola cercana al área metropolitana de Santiago de Chile. Los métodos de extracción que emplearon sirvieron para determinar las formas de los elementos solubles, intercambiables, enlazados orgánicamente, precipitados, adsorbidos, ocluidos en los minerales amorfos y asociados con minerales arcillosos primarios y secundarios. Analizaron además, algunas características químicas del agua residual empleada para riego y obtuvieron lo siguiente: los contenidos de metales pesados totales y extractables fueron consistentemente más altos en el suelo, el cual fue regado con agua residual sin tratamiento durante 50 años, proveniente de la ciudad de Santiago de Chile. Aunque cantidades considerables de metales pesados en las aguas residuales estuvieron en formas intercambiables, gran cantidad de los metales depositados en el suelo afectado, estuvieron enlazados orgánicamente (Cu) y precipitado (Zn). No hubo indicación de que los metales pesados introducidos al suelo, a través del agua residual, permanecieran enlazados a los minerales primarios y secundarios después de un largo período de depósito en el suelo; y, finalmente, la deficiencia de metales pesados solubles e intercambiables en los suelos afectados por agua residual, han indicado un potencial bajo de metales depositados. No obstante, la acumulación de metales en las formas químicas (orgánicas y precipitadas) pudiera enriquecer los suelos irrigados con agua residual con los metales pesados disponibles para las plantas.

*Waly et al. (1987)*, realizaron un estudio de los efectos del agua residual sobre las

propiedades químicas y contenido de metales pesados en suelos arenosos de una región de El Gabal en Egipto. Los autores muestrearon nueve perfiles de suelo arenoso de un área de El Gabal El Asfar, a 25 km al noreste de El Cairo. De los nueve perfiles, ocho fueron cultivados con árboles frutales y regados con agua residual durante 5, 20, 30, 40, 50, 60 y 70 años. El perfil restante fue de un área no cultivada. El riego prolongado con agua residual durante 70 años disminuyó el pH, especialmente en la capa superficial. La CE y las sales solubles disminuyeron con el riego del agua residual durante 30 años. La CE del suelo irrigado fue más baja comparada con el suelo que no fue irrigado y, también más alta en la capa superficial que en el subsuelo. Los contenidos de  $\text{SO}_4^{2-}$  y cloruros fueron seguidos de las sales solubles, y los  $\text{HCO}_3^-$  se incrementaron con la duración del riego. El nitrógeno soluble y total, así como el fósforo disponible, se incrementaron con la aplicación prolongada del agua residual, acumulándose las mayores concentraciones en las capas superficiales del suelo; lo mismo ocurrió con el litio y metales pesados, los cuales se acumularon en las capas superficiales. La variación del boro soluble fue pequeña, la concentración más alta llegó a estar en el subsuelo. La concentración de litio y metales pesados en los suelos se detectó por debajo de los límites permisibles para causar efectos tóxicos en el crecimiento de las plantas.

*Papadopoulos and Rowell (1988)*, estudiaron la reacción del Cd con superficies de calcita empleando soluciones con una concentración de  $10^{-6}$  y  $10^{-2}$  M de  $\text{Cd}^{2+}$ , usando también 4 g de  $\text{CaCO}_3$  y 50 ml de solución. La suspensión de calcita en agua fue equilibrada durante dos días antes de adicionar  $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$ . La superficie de  $\text{CaCO}_3$  tiene alta afinidad por el Cd a concentraciones  $< 1 \mu\text{mol g}^{-1}$ , la isoterma de adsorción lineal (tipo-C) describe la reacción, mientras que, la precipitación de  $\text{CdCO}_3$  predomina sobre la calcita a altas adiciones de Cd. En último caso, la disminución del pH y las soluciones fueron sobresaturadas con respecto a la calcita indicando que el  $\text{CdCO}_3$  disminuyó el  $\text{CaCO}_3$  superficial de la reacción con la acidez generada del  $\text{CdCO}_3$  precipitado. Los datos para las bajas adiciones de Cd sugieren que una superficie sólida ideal se forma entre  $\text{CdCO}_3$  y  $\text{CaCO}_3$ ; la ecuación Thorstenson y

**Plummer expresan que los valores pIAP de superficies sólidas son válidos. El equilibrio fue logrado para bajas adiciones de Cd durante varios minutos, mientras que, la precipitación fue un proceso lento; conseguir el punto de distinción entre los dos procesos es difícil. El área superficial que reaccionó fue calculada de la adsorción máxima de Cd que es de 0.5 a 1.0 veces que la medida por el método BET (Area Superficial Específica).**

***Chiu and Chou (1991)*, estudiaron la distribución e influencia de los metales pesados en mangles forestales del estuario Tamshui en Taiwan. El estuario Tamshui es un área de las pocas localidades en Taiwan donde los manglares todavía crecen. Los metales pesados generalmente son acarreados por el agua del río Tamshui y acumulados en el suelo del estuario. Su acumulación está estrechamente relacionada a la frecuencia y duración de la inundación o de la marejada. Los autores encontraron que la concentración de metales pesados en *Kandelia candel* mostró una disminución en las raíces, tallos, hojas y plántones. Hubo una correlación entre la cantidad de metales pesados extractables en los suelos y en los tejidos de *Phragmites communis*, lo cual en *Kandelia candel* la correlación varió grandemente con el hábitat, excepto para las raíces. La disponibilidad de los metales pesados en los suelos de los mangles puede disminuir debido a la inundación, la cual reduce subsecuentemente su absorción por los tejidos de las plantas. Las extracciones secuenciales del suelo de mangle indicaron que la fracción química contenía una proporción relativamente pequeña de la cantidad total, debajo del estuario. La tolerancia de las plantas de *K. candel* al Cu y al Zn fue mucho más alta que de las plantas del arroz (*Oryza sativa*). El valor del 50% en la Concentración de Inhibición ( $IC_{50}$ ) que se desarrolló en la raíz de *K. candel* fue estimado en 3.8 mg/L para el Cu y 46.33 mg/L para el Zn. Por comparación, los valores respectivos del  $IC_{50}$  en arroz fue 0.39 mg/L para Cu y 9.63 mg/L para Zn. Estudios de campo y experimentos de invernadero revelaron que *Kandelia candel* puede adaptarse a áreas contaminadas con metales pesados en parte por su tolerancia y, en parte, por su baja disponibilidad de los metales pesados en el suelo de mangle.**

***Esser et al. (1991)*, realizaron un estudio sobre la contaminación de elementos traza**

(Si, Al, Fe, Ti, Rb, Cs, Ba, Sc, Cr, Mn, Co, Zn, Hf, P, As, Sb, Se, La, Ce, Nd, Sm, Eu, Tb, Yb, Lu Th) en suelos de las Dunas de Indiana. La contaminación potencial del suelo por aerosoles, lluvia radiactiva y la subsecuente acumulación superficial de elementos traza en cuatro suelos en las Dunas de Indiana han sido evaluados basados en análisis químicos, usando fluorescencia de R-X, análisis por activación de neutrones e información de la literatura. De los elementos estudiados, Se, Sb, Zn y As presentaron altas concentraciones en los suelos relativos a los aerosoles. La acumulación superficial de elementos traza en el suelo es una función de la proximidad a las fuentes de contaminación, vegetación y el contenido de materia orgánica en el horizonte superficial. En los suelos estudiados, la presencia de humus es esencial para la retención de elementos traza adicionados por aerosoles. El enriquecimiento en el horizonte Ah comparado con el horizonte B es, en orden decreciente: Mn, Sb, Zn, As, Cs, Se, Cr, Fe y Co. Los contaminantes Mn, Sb, As, Se y posiblemente el Zn han emigrado al horizonte E. La bioacumulación del resto de los elementos traza ha sido insignificante, en vista de la aparente entrada de los elementos por depositación, posiblemente con excepción del Se.

*Hattori (1991)*, estudió la influencia de los metales pesados en las actividades microbianas del suelo. Los estudios fueron realizados para evaluar la influencia del Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en la descomposición de la materia orgánica de los suelos y en su microflora. Los metales pesados fueron adicionados a las muestras de suelo Gley y Andosoles en concentraciones de 10 mol/g de suelo. Tres días después de la adición, fueron mezclados todos con las muestras a un rango del 2%. Durante un período de cuatro semanas de incubación a 28 °C, la evolución del CO<sub>2</sub> fue medido periódicamente. Al final del período de incubación, las muestras de suelo fueron analizadas para determinar el número de bacterias y hongos, y la cantidad de metales pesados extraídos sucesivamente con agua y otros reactivos. La toxicidad de los metales pesados a los microorganismos del suelo también fue analizada. Las suspensiones diluidas de suelo Gley y de Andosol coloreado ligeramente, fueron inoculados en un medio de albúmina y un medio de rosa de

**bengala conteniendo metales pesados en varias concentraciones, y la influencia de los metales en la formación de colonias de bacterias y hongos fueron investigadas. El autor encontró que todos los metales inhibieron la evolución de CO<sub>2</sub> de ambos suelos. Sin embargo, el efecto varió considerablemente entre los metales y entre los suelos. La evolución del suelo Gley fue significativamente más baja que la del suelo Andosol. Entre los metales pesados, el efecto ejercido por Cd, Cu y Ni fue altamente significativa, mientras que, el efecto del Pb fue menos significativo. La toxicidad de los metales pesados sobre la formación de colonias de bacterias en el suelo fue alta para Cd y Cu, los cuales inhibieron la evolución substancial del CO<sub>2</sub>. La cantidad de metales pesados solubles en agua en el suelo Gley fue más alta que en el Andosol, y la disminución de la evolución del CO<sub>2</sub> estuvo asociada con el incremento en la cantidad de metales pesados solubles en agua dividido por el valor DE90 de los metales pesados en relación a la formación de colonias por bacterias. Estos resultados indicaron que la disminución de la inhibición de la evolución del CO<sub>2</sub> por los metales pesados, dependió principalmente del grado de toxicidad de los metales al crecimiento bacterial del suelo y la cantidad de metales pesados solubles en agua en el suelo.**

*Levy et al. (1992)*, estudiaron la distribución de metales traza (Cd, Cu, Zn y Pb) en suelos contaminados cerca de Leadville, Colorado, USA. Las praderas y montañas cerca de Leadville, Co., fueron contaminadas con metales traza a través de la depositación, transportados hidráulicamente de las minas y escorias en el año 1900. El estudio fue efectuado para caracterizar las propiedades físicas y químicas de los suelos contaminados; determinar la distribución en profundidad del suelo de los metales pesados totales, enlazados orgánicamente, enlazados a los óxidos, intercambiables, solubles en agua y la evaluación de los metales traza en el crecimiento de forrajes en praderas contaminadas. Cinco sitios, cuatro contaminados y uno no contaminado, fueron estudiados en un transecto de norte a sur. Los autores obtuvieron las siguientes concentraciones de metales: 14 a 1200 mg kg<sup>-1</sup> de Cu, 3 a 110 mg/kg de Cd, 46 a 49,000 mg/kg de Pb y 44 a 12,000 mg/kg

de Zn. Las concentraciones más altas de los metales se encontraron cerca de los horizontes superficiales o depositados hidráulicamente sobre capas de arena que fueron sepultadas en tres de los sitios. El Cu estuvo asociado predominantemente con la fracción orgánica en cuatro de las cinco localidades, el Cd, Pb y Zn estuvieron enlazados principalmente a los óxidos de Fe y Mn en todos los sitios. Las concentraciones de Cd, Pb y Zn en las praderas estuvieron relacionadas significativamente a varias fracciones de los metales en el suelo y se encontró que son potencialmente perjudiciales para la salud del ganado y el crecimiento de las plantas.

*Madrid y Diaz (1992)*, estudiaron la influencia de los carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) en la reacción de los metales pesados (Cu, Zn y Cd) en los suelos. La reacción del Cu, Zn y Cd en los suelos y con los contenidos de  $\text{CO}_3^{2-}$  en el rango de 0 a 75 mg/g fue estudiado antes y después de remover los carbonatos del suelo con acetato (ácido acético/sodio) a pH 5. El tratamiento con acetato causó una disminución fuerte en la retención del metal por los contenidos de carbonatos en el suelo, aunque si los carbonatos no estuvieron originalmente presentes, el tratamiento causó un pequeño efecto, aún cuando hubo un incremento en las cantidades adsorbidas. Antes del tratamiento, la adsorción de las cantidades incrementadas de Cu y Zn estuvo acompañada por un incremento continuo en Ca+Mg liberado, y todos esos suelos que contienen carbonatos liberaron Ca+Mg en exceso de sus cantidades intercambiables, debido a la disolución de carbonatos y/o penetración de los metales pesados en la estructura del carbonato. Los autores sugirieron que el Cu fue preferencialmente retenido por los suelos tratados, a través de la precipitación del óxido de cobre y por la adsorción de los carbonatos en el suelo, en el caso de las muestras originales. El Zn fue removido de la solución por el carbonato original de los suelos a través de la formación de  $\text{ZnCO}_3$ . Los suelos tratados probablemente retuvieron Zn por intercambio y/o adsorción del catión. La adsorción probablemente fue el proceso principal incluido en la retención del Cd. En todos los casos el pH fue la variante maestra en el control hasta cierto punto, y probablemente la naturaleza de la reacción.

*Taylor et al. (1992)*, evaluaron la acumulación de algunos metales pesados (Zn, Mn, Pb, Cu, Ni y Al) por legumbres, y su extractabilidad de escombros de minas. Realizaron un estudio en invernadero que se llevó a cabo para investigar el crecimiento (rendimiento de materia seca) de legumbres selectas, la fitoacumulación de los metales antes mencionados y su extractabilidad de tres diferentes escombros de minas en Alabama. Los escombros fueron mejorados basados en un suelo testigo, en el que se recomendaron los niveles de N, P, K, Ca y Mg más importantes para el crecimiento de las plantas. Los metales fueron extraídos con 3 extractantes diferentes (Solución Mehlich 1, D.T.P.A. y HCl 0.1 M), los valores fueron correlacionados con su acumulación por las legumbres seleccionadas. Entre los cultivos seleccionados estuvieron: “kobe lespedeza” (*Lespedeza striata* (Thung.) Hook & Arn.), “sericea lespedeza” (*Lespedeza cuneata* (Dum.) G. Don) y el trébol rojo (*Trifolium pratense* L.) los que no sobrevivieron a las condiciones de estrés de los escombros. Sin embargo, “cowpea” (*Vigna unguiculata* L.) seguida de la soja “Bragg” (*Glycine max* (L.) Merr.), produjeron generalmente los más altos rendimientos de materia seca, los cuales acumularon grandes cantidades de metales, excepto aluminio, de los escombros. La extractabilidad de la mayoría de los metales de los escombros, generalmente fue en el orden de: HCl 0.1 M > Mehlich 1 > D.T.P.A.; Mehlich no extrajo Pb y HCl 0.1 M no extrajo Ni, y el DTPA extrajo todos los metales en cantidades más pequeñas comparadas con el HCl y Mehlich 1. Todos los extractantes fueron muy efectivos para remover el Zn disponible para las plantas de los escombros. En general, la habilidad del extractante para predecir los metales disponibles a las plantas dependió de la especie del cultivo, tipo de escombros y extractante usado.

*He and Singh (1993)*, analizaron el efecto de la materia orgánica sobre la distribución, extractabilidad y absorción de cadmio en los suelos. La distribución y absorción por las plantas del Cd de los suelos influenciada por la materia orgánica y el tipo de suelo fue investigada en un experimento de invernadero. Fueron utilizados tres suelos (arenoso, arcillo-arenoso y arcilloso). La dosis de materia orgánica en estado húmedo que se



adicionaron fueron: 0, 20, 40, 80, 160 y 320 g/kg a suelo seco al aire como masa básica. Pasto Ballico (*Lolium multiflorum* L.) fue utilizado como cultivo testigo. El Cd del suelo fue analizado por una técnica de extracción secuencial y por extracción con  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  1 M y DTPA 0.005 M. La fracción intercambiable de Cd determinada con  $\text{MgCl}_2$  1 M en el procedimiento de extracción secuencial se incrementó, sin embargo, la fracción enlazada a los óxidos de Fe-Mn disminuyó, con niveles incrementados de la adición de materia orgánica en los tres suelos. La producción de materia seca de ballico no fue afectada por la adición de materia orgánica, pero las concentraciones de Cd en ambos cortes de ballico disminuyó con las cantidades incrementadas de materia orgánica adicionadas. La absorción de Cd por la planta fue elevada pero tuvo una correlación negativa con la capacidad de intercambio catiónico del suelo. A cualquier nivel de adición de materia orgánica, la disminución en la concentración de Cd en ballico fue en el siguiente orden: arena > arcillo-arenoso > arcilloso.

*Hooda and Alloway (1993)*, analizaron los efectos del tiempo y la temperatura sobre la biodisponibilidad del Cd y Pb de los sedimentos mejoradores en los suelos. Un experimento en macetas fue realizado para comparar la conducta y biodisponibilidad del Cd y Pb de dos suelos mezclados con sedimentos de aguas residuales en tres dosis (0, 50 y 150 t ha<sup>-1</sup>), mantenidos a dos temperaturas contrastantes (15° y 25 °C), cubriendo un período de un año siguiendo los tratamientos. Ballico (*Lolium perenne*) acumuló Cd y Pb en los suelos tratados con sedimentos de aguas residuales, aunque la acumulación fue significativamente más baja que en los suelos tratados con dosis alta (150 t ha<sup>-1</sup>) comparados con la dosis baja (50 t ha<sup>-1</sup>). Ballico creció en un medio ambiente cálido (25 °C) acumulando significativamente niveles más altos que en su crecimiento bajo condiciones frías (15 °C). Las muestras de suelos tratadas con sales de nitratos de Cd y Pb en rangos equivalentes elevados de metales, resultaron en la acumulación de niveles en ballico mucho más alto en ambos que en los suelos tratados con sedimentos. La absorción de los metales por ballico de los tratamientos de sedimentos incrementó sucesivamente las cosechas,

mientras que, con las sales metálicas los tratamientos disminuyeron. La tendencia observada del incremento de la absorción del metal por la planta, coincidió a la vez, con una tendencia de disminución del pH en los tratamientos con lodos. Sin embargo, la concentración de Cd y Pb extraído con DTPA fracasó para predecir los cambios en la absorción del metal por la planta. La importancia de los sedimentos de las aguas residuales como una fuente de metales contaminantes, y la tendencia de incrementar la biodisponibilidad por encima del tiempo en este experimento fueron discutidos.

*Pierzynski and Schwab (1993)* evaluaron la biodisponibilidad de Zn, Cd y Pb en un suelo aluvial contaminado por metales. Según estos autores, las actividades de la explotación de minas pueden causar una variedad de problemas de contaminación de suelos, incluyendo, la depositación de sedimentos con altas concentraciones de metales pesados en suelos aluviales. Este estudio fue llevado a cabo para investigar los efectos de varios mejoradores o combinaciones de éstos, sobre la biodisponibilidad del Zn, Cd y Pb en un suelo aluvial contaminado por metales, indicados por un procedimiento de fraccionamiento químico, el crecimiento de la soja (*Glycine max (L.) Merr.*) y la composición del metal pesado. Los autores encontraron lo siguiente: las concentraciones totales de los metales en el suelo fueron de 1165 mg/kg para el Zn, 11 mg/kg de Cd y 110 mg/kg de Pb, y la evidencia de que la fitotoxicidad del Zn fue limitante para el crecimiento de la soja. En un experimento de invernadero, la adición de caliza, suelo N-viro y  $K_2PO_4$  incrementaron significativamente los rendimientos de soja; y la adición de caliza, una suspensión de caliza, estiércol de ganado vacuno, estiércol de aves, suelo N-viro y  $K_2HPO_4$  incrementaron significativamente las concentraciones de Zn en el tejido de soja, comparadas con el experimento control. Los mejoradores empleados como la suspensión de caliza, el estiércol, N-viro y el  $K_2PO_4$  redujeron significativamente el Zn extractable con  $KNO_3$ , comparado con el control. En un segundo experimento de invernadero, la combinación de caliza a 1.12 o 2.24 kg ha<sup>-1</sup> y 10 kg ha<sup>-1</sup> de estiércol produjeron significativamente rendimientos más altos en la soja comparados con cada uno de los mejoradores para el primer corte. Para el mismo corte, se

encontró que la caliza fue significativa en interacción con el estiércol, para concentraciones de Zn, Cd y Pb en tejidos de soja y para absorción de Zn, Cd y Pb. Generalmente, los efectos del incremento en la proporción de la caliza, fueron disminuidos por el incremento en el estiércol. El peso seco de las raíces se incrementó significativamente y las concentraciones de Zn en el tejido de la raíz disminuyeron significativamente, ambos con aplicaciones proporcionales de caliza comparada a 0 Mg de caliza ha<sup>-1</sup> para muestras tomadas al término del segundo experimento. Las concentraciones de Cd o Pb en el tejido de las raíces fue significativamente influenciado por proporciones de caliza o estiércol. Incrementos significativos de Zn extractable en NaOH y Pb se encontraron con índices de calizas incrementada, donde el Cd extractable con NaOH disminuyó significativamente. Por último, los autores obtuvieron que las correlaciones entre las concentraciones de Zn en el tejido de soja y varias fracciones de Zn y el Zn extractable con el DTPA indicaron relaciones significativas para el KNO<sub>3</sub> - Zn con ( $r = 0.92$ ), NaOH - Zn ( $r = 0.62$ ), KNO<sub>3</sub> + H<sub>2</sub>O - Zn ( $r = 0.82$ ), KNO<sub>3</sub> + NaOH - Zn ( $r = 0.88$ ), KNO<sub>3</sub> + H<sub>2</sub>O + NaOH - Zn ( $r = 0.54$ ) y Zn extractable con DTPA ( $r = 0.70$ ).

## **§.2 ANTECEDENTES PARTICULARES**

*Armienta et al. (2000)*, efectuaron un estudio de las concentraciones, especiación, movilidad y efectos ambientales del cromo en suelos contaminados de dos zonas del Valle de León, Estado de Guanajuato, de distinta procedencia del contaminante: empresa Química Central (QC) y de la zona de "El Mastranzo". Encontraron que las concentraciones de Cr total en suelos de la zona irrigada con aguas residuales (zona de "El Mastranzo") tuvieron un máximo de hasta 3170 mg kg<sup>-1</sup>, mientras que los mayores contenidos se obtuvieron en los sedimentos del fondo de la presa (12 730 mg kg<sup>-1</sup>), esta elevada concentración se debe a que ha habido un riego continuo con aguas residuales por más de una década, y por el grado de oxidación en que se encuentra el Cr en las mismas aguas

residuales, por lo que se ha producido una acumulación del contaminante en los sedimentos de la presa, así como en los suelos aledaños. La ausencia de Cr (VI) indica que no es importante la oxidación del Cr. Además, los autores no lo detectaron en ninguna de las muestras del suelo. Las concentraciones del cromo en el agua que obtuvieron en esa zona (canales de riego, entradas, salidas y orillas de la presa) fueron de No Detectables (ND) – 0.52 mg L<sup>-1</sup> de Cr total e inferiores al límite de detección de Cr (VI). Las muestras de agua, con los valores más altos de pH fueron de 8.18 y 8.74 tomados de los surcos, y no contuvieron Cr; la ausencia del elemento en las muestras, indicó su eliminación por precipitación de hidróxidos, dados los elevados valores de pH. Las aguas residuales de riego presentaron concentraciones de 0.04 mg L<sup>-1</sup> para Cr (VI) y 0.05 mg L<sup>-1</sup> para Cr total, estas aguas residuales provienen del uso doméstico que se mezclan con efluentes de curtidurías, por lo que se encontraron elevadas concentraciones de materia orgánica, lo que se reflejó en una alta D.Q.O. (hasta 215 mg L<sup>-1</sup>), que permite la solubilización del Cr (III) en presencia de muestras con valores de pH menos básicos. También detectaron que los mayores porcentajes de Cr se asociaron a la fracción de materia orgánica y sulfuros (50.30 a 70.80% en suelos; 55.80 a 68.80% en sedimentos), seguidos por la fracción correspondiente a oxi-hidróxidos de Fe y Mn y residual (16.30 a 24% en suelos; 21.34 a 39.54% en sedimentos). Por otro lado, en los alrededores de la EQC, se alcanzaron concentraciones de Cr total de 2.0 a 12 960 mg kg<sup>-1</sup>; mientras que, la concentración máxima de Cr (VI) fue de 65 mg kg<sup>-1</sup>. A pesar de que el Cr se encuentra en las aguas de riego como Cr (VI), en los suelos predomina el Cr (III), lo que indica que ocurren procesos de infiltración y de reducción. La distribución en las fracciones del suelo fue diferente a la observada en la zona de “El Mastranzo”; ya que los mayores contenidos se presentaron en la fracción asociada a oxi-hidróxidos de Fe y Mn (80%). Finalmente, mencionan que el grado de oxidación en que se encuentre el Cr en el agua que contamina al suelo, influye en su especiación, así como en su movilidad ambiental.

*Ayala (2000)*, realizó una determinación de la calidad química del agua residual,

procedente de la Universidad Autónoma de Chapingo y de las colonias "Profesores" y "El cooperativo", de la zona del ejido de "Boyeros" en Chapingo, Estado de México. El autor realizó análisis químico del agua residual y potable durante el período de febrero a noviembre de 1994, abarcando 10 sitios de muestreo; los parámetros analizados fueron: pH, CE, cationes ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ ), aniones ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ), boro, grasas y aceites, sustancias activas al azul de metileno y metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn). El autor reporta que, en términos generales, los valores registrados en los parámetros analizados fueron bajos, en comparación con otros autores. Sin embargo, el análisis del agua residual presentó concentraciones ligeramente mayores a las del agua potable, a excepción del pH, nitratos y sulfatos. Por otro lado, el agua residual de los sitios 1 y 2 lleva consigo cantidades significativas de grasas-aceites y sulfatos para el primero; y potasio, magnesio, cloro, sodio y sustancias activas al azul de metileno, para el segundo. El único parámetro que excedió la normatividad fue el contenido de grasas-aceites. De acuerdo con su calidad química para riego agrícola, los sitios 1, 2, 3 y 4 pertenecen a la clase  $\text{C}_3\text{S}_1$  y los sitios 5 y 6 a la clase  $\text{C}_2\text{S}_1$ , por lo que se debe tomar en cuenta la conveniencia del uso de esta agua en el ejido de "Boyeros".

*Blas (1994)*, analizó los niveles de Ni, Cu, Co, Pb, Cd, Zn, Cr y Mn en forma total, disponible y los obtenidos mediante una extracción secuencial para obtener los metales en forma intercambiable, asociados a la materia orgánica, a los carbonatos, a los óxidos de Mn y la fracción residual. La determinación de los metales pesados la hizo en cuatro perfiles de suelo (183, 119, 83 y 3) pertenecientes a series diferentes del Distrito de Desarrollo Rural 063, en el Estado de Hidalgo. El autor obtuvo las mayores concentraciones de metales en sus distintas formas, en la parte superficial de los suelos, disminuyendo éstas con el aumento de la profundidad. El orden en que obtuvo las mayores concentraciones de metales totales fue: sitio 183 > 83 > 119 > 3, excepto Mn, cuyo orden fue: sitio 83 > 119 > 3 > 183, indicando que las altas concentraciones pudieran deberse al mayor contenido de materia orgánica en la superficie del perfil comparado con los otros sitios, además de un

ligero aumento de carbonatos y un mayor tiempo de estar sujeto este sitio al riego con aguas residuales. Las concentraciones de los metales estuvieron dentro de los rangos normales; sin embargo, el Cu y Cr, en la capa superficial presentaron concentraciones cercanas al límite superior considerado como normal, mientras que el Cd rebasó dicho límite. Respecto al fraccionamiento químico, los mayores porcentajes se obtuvieron en las fracciones ligadas a la materia orgánica, a carbonatos y fracción residual, siendo menores las fracciones intercambiables y ligada a óxido de Mn; concluyendo que, la fracción disponible para las plantas, no representa un peligro para las mismas, aunque se hayan encontrado niveles elevados de metales en forma total.

*Bonilla y Fernández et al. (1995)*, evaluaron los niveles de contaminación por metales pesados (Cu, Pb, Cr, Co, Ni y Cd) presentes en el agua de riego y suelos, y su comparación con las normas oficiales ecológicas en la región de Huaquechula y Atlixco, Puebla. Para efectuar tal estudio, seleccionaron 10 sitios de muestreo de suelos a una profundidad de 0-20 cm, determinando materia orgánica, textura, conductividad eléctrica y capacidad de intercambio catiónico total T), cuantificando los metales pesados disponibles con DTPA a pH 5.3 como agente extractante. En las muestras de agua residual (10) se determinaron los metales pesados por absorción atómica. Los autores encontraron lo siguiente: los suelos de la zona de estudio se clasifican de moderadamente ácidos a moderadamente alcalinos (pH 6.15 a 7.80), de pobres a extremadamente ricos en materia orgánica (1.17 a 4.69 %), no se presentaron problemas de salinidad (CE de 2.0 mS m<sup>-1</sup>), presentan una textura franco-arenosa, son pobres a medianamente ricos en NT (0.03 a 0.14 %) y una mediana CIC (3.49 a 19.20 cmol kg<sup>-1</sup>). Al comparar los resultados obtenidos de las concentraciones de los metales extraídos, con los reportados por la literatura, se observó que se encontraron dentro de los rangos permitidos: Cu, Pb, Cr, Co, Ni y Cd de 1.23 a 4.85; 0.09 a 2.76; ND a 0.105; 0.29 a 6.03; 0.40 a 3.83 y 0.03 a 0.08 mg kg<sup>-1</sup> (Bowen (1979), de 2-250, 2-300, 5-1500, 0.5-65, 2-750 y 0.01-2.0 mg kg<sup>-1</sup>) respectivamente. Mientras que para el agua, las concentraciones obtenidas fueron las siguientes: de 0.010 a 0.140; ND a 0.30; 0.002 a 0.150;

ND a 0.012; 0.003 a 0.054; 0.000 a 0.005 mg kg<sup>-1</sup>; NOM 032 ECO/93 (0.20, 0.50, 0.01, ND, 0.20 y 0.01 mg kg<sup>-1</sup> para Cu, Pb, Co, Ni y Cd), respectivamente.

*Cajuste y Carrillo (1991)*, realizaron un estudio sobre la distribución de metales pesados por aguas residuales en el Valle del Mezquital. Analizaron agua, suelo y planta de diferentes sitios, que representaron tres fuentes específicas de riego en el Valle. Determinaron los metales traza (Cu, Mn, Zn, Cd, Cr, Co, Ni y Pb) en todas las muestras. Dichos autores encontraron que la cantidad total de la mayoría de los metales traza en agua residual municipal sin tratamiento, además, el Ni, Cr, Pb y el Zn en aguas diluidas fueron bastante altas. Las aguas residuales para riego incrementaron marcadamente las cantidades de elementos traza, que fueron extraídos de los suelos con HNO<sub>3</sub> 4 N; las cantidades de los metales fueron proporcionales a la cantidad de agua residual aplicada. Las concentraciones de Cu, Cr y Pb en los suelos fueron comparados paralelamente con los contenidos de materia orgánica. Un amplio rango de concentración de metales en tejidos fue observado. El Zn fue el metal más absorbido por la alfalfa y avena. Los niveles de Ni y Pb en plantas y, en gran parte, los de Co y Cu, se incrementaron por el riego con agua residual sin tratamiento. Las acumulaciones de Cr y Pb en alfalfa también estuvieron arriba de los niveles de tolerancia sugeridos, y la alta concentración de Co encontrada en estas legumbres pueden ser de alto riesgo para los humanos y animales.

*Flores et al. (1992)*, analizaron los niveles de metales pesados (Cd, Cu, Mn y Zn) presentes en cinco perfiles de suelo del Estado de Hidalgo que han sido regados, por más de 40 años, con aguas residuales provenientes del Valle de México. Estos perfiles de suelo fueron comparados con otros perfiles de un área cercana que no ha estado sujeta a este tipo de riego. En los sitios que han sido regados con aguas residuales, observaron que, las concentraciones medias de los metales en los horizontes Ap, fueron más altos en comparación con los horizontes de abajo. El contenido medio de Cu en los horizontes Ap, fue altamente significativo, lo cual indicó una gran acumulación del elemento en esta capa superficial del suelo. En el caso de Cd y Zn, sus concentraciones significativas estuvieron

en los dos horizontes superficiales de los perfiles del suelo. Mientras que, las concentraciones de Mn fueron estadísticamente iguales a lo largo del perfil. Los autores lograron observar la influencia del riego, al comparar los contenidos totales de los mismos elementos en la zona que no recibe agua residual, los cuales son más bajos, siendo ésta diferencia altamente significativa; la materia orgánica y el limo parecen ser las propiedades que están asociadas al Cu, Mn y Zn en los suelos sujetos al riego con aguas residuales, mientras que el  $\text{CaCO}_3$ , de estos mismos suelos, es la característica más asociada al Cd.

*Flores (1993)*, realizó un diagnóstico de los grados de contaminación de los suelos del transecto Téllez-Pachuca por metales pesados (Fe, Cu, Mn, Zn, Pb, Cr, Co, Ni y Cd) presentes en las aguas residuales del Río de las Avenidas y el Colector Central en Pachuca, Hidalgo. En este trabajo, también se caracterizó el suelo desde el punto de vista físico y químico, así como los niveles de salinidad y sodicidad; para tal estudio se recolectaron 30 muestras de suelo a 0-30 y 30-60 cm de profundidad en los que se determinaron las siguientes pruebas: textura, conductividad eléctrica, pH, cationes intercambiables, CICT, materia orgánica, fósforo asimilable, nitrógeno total, cationes solubles ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$ ), aniones solubles ( $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ ) y los metales pesados extractables por medio de absorción atómica, utilizando DTPA como agente extractante. Obtuvo los siguientes resultados: los suelos del transecto Téllez-Pachuca se caracterizan por presentar una textura arenosa que contribuye a la lixiviación de sales solubles y algunos metales pesados, presentaron un pH de 6.70 a 8.30, no se presentaron problemas de salinidad, pero ciertos grados de sodicidad. Desde el punto de vista de fertilidad, los suelos son medianamente pobres en MO (1.62 %), medianamente pobres en NT (0.15 %), una concentración de fósforo de  $16.58 \text{ mg kg}^{-1}$  y CIC de bajas a medias; los suelos presentaron altas concentraciones de bases intercambiables; de los iones solubles se presentaron cantidades considerables de  $\text{Na}^+$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ , mientras las mayores concentraciones de metales pesados fueron para el Cu, Mn, Pb, Zn y Cd (20.87, 35.70, 38.58, 23.25 y  $0.98 \text{ mg kg}^{-1}$ ) consideradas como superiores a las reportadas en suelos de México regados con aguas



residuales.

*Guajardo y Méndez (1992)*, realizaron una evaluación de los grados de contaminación del río Atoyac en el transecto Chiautla-Atlixco durante un año, por metales pesados, grasas y aceites; observando que el pH de las aguas del río Atoyac tienden a la alcalinidad durante todo el año, mientras que, las grasas y aceites se encuentran en concentraciones superiores a las aceptadas por SEDUE (1991); en cuanto a los metales pesados las concentraciones de Fe, Cu, Zn, Pb, Cr, Co, Ni y Cd se detectaron en niveles inferiores a los permisibles por la NTE-CCA-031/91, el CE-CCA-0081/89 y la SEDUE, mientras que, el Mn rebasó los límites durante la mayor parte del año.

*Hernández et al. (1994)*, evaluaron el riesgo de acumulación de metales pesados (Pb, Cr, Co y Cd) presentes en las aguas residuales que riegan tres series de suelos (Serie Actopan (SA), Serie Progreso (SP) y Serie Tepatepec (ST)) del Distrito de Riego 03 en el Estado de Hidalgo; para ésta evaluación, tomaron en cuenta factores como el pH, materia orgánica y cationes intercambiables; dichos autores encontraron que la ST presentó mayores riesgos de retención de metales pesados, atribuyéndose esto al lento pero constante aumento en el contenido de materia orgánica y, a una mayor vulnerabilidad a la disminución de pH alcalino y a las altas reservas de  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  y  $\text{PO}_4^{3-}$  que proporciona el material calcáreo, originando compuestos insolubles. Mientras que, los metales pesados disponibles, muestran un ascenso desde 1974. También concluyeron que, de los factores evaluados de los suelos de las tres series, es la materia orgánica la que mostró tener mayor influencia en la distribución de los metales pesados estudiados, siendo mayor su acumulación en los horizontes superficiales. De igual manera, estos autores analizaron algunas características sobre la calidad del agua residual empleada en el DDR 03, clasificándola como  $\text{C}_3\text{S}_1$  y  $\text{C}_3\text{S}_2$ , según Hernández (1988), es decir, condicionada para su uso por su alta salinidad - $\text{C}_3$ - y bajos contenidos - $\text{S}_1$ - y medios de sodio - $\text{S}_2$ -; la C.E. del agua residual fue baja, variando de 0.71 a 2.20  $\text{mS m}^{-1}$ ; el pH fluctuó entre 7.1 y 8.3; indicando que, con la CE baja y el pH alcalino, no hay riesgo de que éstas aguas sean portadoras de

cantidades apreciables de metales pesados en forma de iones libres en solución. En cambio, los contenidos de  $\text{Na}^+$  intercambiable es superior a los contenidos de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ , lo cual sí pudiera representar un riesgo de sodicidad en los suelos.

*López (2000)*, realizó un trabajo en el que colectó muestras de agua y de sedimento a lo largo del Río Atoyac, en el transecto Río Frio a la Ciudad de Puebla, durante el período de mayo de 1994 a mayo de 1995; analizando los siguientes parámetros en el agua (17 sitios de muestreo): pH, C.E.,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ , nitratos, fosfatos y los metales pesados (Cd, Co, Cr, Ni y Pb); mientras que en el sedimento analizó: pH, materia orgánica (MO),  $\text{CO}_3^{2-}$  y metales. Encontró que los parámetros antes mencionados presentaron una variación espacial debido a la incorporación de aguas residuales al río, observándose un incremento gradual de sales disueltas en el agua y una acumulación progresiva de Co, Cr y Pb en el sedimento. Además, encontró que la acumulación de los metales en el sedimento fue el resultado de la interacción simultánea de los parámetros pH, C.E., iones principales, nitratos, fosfatos, MO y  $\text{CO}_3^{2-}$ , lo que indica una complejidad de la dinámica de los metales en los sistemas acuáticos. Los sitios más afectados por las descargas de aguas residuales fueron el 3, 9, y 11; el primero por descargas municipales y los dos últimos por descargas industriales. Sin embargo, de acuerdo a su calidad química para riego agrícola, los sitios del 1 al 7 pertenecen a la clase C1S1; los sitios 8, 9, 10 y del 12 al 16 a la clase C2S1, y los sitios 11 y 17 a la clase C3S1. Además, las concentraciones de los metales en el agua del río se encuentran dentro de los límites establecidos por la NOM-001-ECOL-1996 para aguas residuales que se utilizan en el riego agrícola.

*Navarro et al. (2000)*, elaboraron una estimación de impactos por agua residual en la cuenca del río Texcoco, Municipio de Texcoco, Edo. de México. Los parámetros que analizaron fueron pH, CE, dureza, cationes intercambiables, nitratos, fosfatos, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), etc; los sitios de muestreo los definieron de acuerdo con el estrato altitudinal en el que se localizaron, los agruparon en alta, media y baja de la cuenca con fines de análisis de su variabilidad espacial. Los resultados que obtuvieron fueron los

siguientes: el pH de las aguas negras de la cuenca del río Texcoco presentó valores de 7.68 a 8.1, se destacan valores ligeramente elevados en la parte alta, los cuales se ubican dentro de los rangos aceptables para aguas de riego y dentro de los límites máximos permisibles para aguas residuales con fines de reuso en el D.F. (pH de 6-9 y de 7-8). Se obtuvo una CE sensiblemente diferencial en los diferentes estratos altitudinales que fue de 356 a 1000  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , lo que indicó que hay un incremento substancial en la parte media y baja de la cuenca. El contenido de fosfatos aumentó considerablemente a partir de la parte baja y media (48.41–56.50  $\text{mg L}^{-1}$ ). La DBO es adecuada en la parte alta (9.75  $\text{mg L}^{-1}$ ) (líim. máx. permisible 20  $\text{mg L}^{-1}$ ). En la parte media y baja los valores se presentaron extremadamente altos (229.00 y 268.33  $\text{mg L}^{-1}$ , respectivamente), esto se debe básicamente a la acumulación de sólidos y de materia orgánica en general, proveniente de los drenajes, de la basura y de los residuos orgánicos. Por último, mencionan que la calidad de las aguas negras en la cuenca del río Texcoco necesita ser mejorada, en su caso como condición para poder utilizarla como agua de riego, por lo que es necesario tomar medidas para reducir los niveles de algunos de los parámetros mencionados, lo cual puede lograrse mediante un manejo integrado en general y de manera particular.

*Siebe (1994)*, estudió las tendencias de acumulación de metales pesados en pedosecuencias representativas que llevan diferente tiempo bajo riego. También investigó la disponibilidad de esos metales pesados para los principales cultivos (alfalfa y maíz) comparando parcelas que han sido regadas durante 80 años con agua residual con aquellas en que ha sido empleada agua de pozo o que son de temporal. Encontró que los metales introducidos a través del riego tienden a acumularse en la capa arable de los suelos mostrando después de 80 años concentraciones de 3 a 6 veces mayores que en sitios con cultivo de temporal, aunque sin llegar aún, a niveles críticos. También encontró que, la disponibilidad de Cd, Pb y Zn es moderada, no obstante su inclinación a incrementarse conforme aumentan los años de riego, siendo el Cd el elemento más disponible. Además, observó que el Cu tiende a ser retomado por las plantas en menor cantidad, lo cual lo

atribuyó a su inmovilización por la materia orgánica adicionada a los suelos por medio del agua residual.

*Siebe (1995)*, analizó el efecto del riego agrícola con agua residual sobre la fertilidad de los suelos en el DDR 03, Hgo. En este trabajo estudió tal efecto durante períodos prolongados de riego sobre los contenidos de materia orgánica y micronutrientes, así como la salinización y alcalinización de dos unidades de suelo predominantes (Leptosoles réndzicos y Vertisoles éútricos). Para tal estudio, recolectó muestras compuestas de la capa arable de las dos unidades de suelo y de parcelas que llevan diferente tiempo bajo riego con aguas residuales crudas (4, 6, 25, 35, 65 y 80 años). También muestreó parcelas bajo riego con aguas de pozo y de cultivos de temporal, de los análisis de laboratorio determinó: materia orgánica, nitrógeno total, fósforo aprovechable, bases intercambiables. El autor obtuvo lo siguiente: los valores de pH se encontraron entre 6.86 y 8.1 que indicó una tendencia hacia la alcalinización en Vertisoles conforme aumenta el tiempo bajo riego. Los Vertisoles que estuvieron a menos de 1 m de distancia del manto freático mostraron CE de 8 a 40  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ; los contenidos de MO fueron de 1.6 a 3.6% en suelos de temporal y conforme aumentaba el tiempo bajo riego se incrementaban los valores de 3.1 a 6.4%. Los Vertisoles en su mayoría no tuvieron  $\text{CaCO}_3$ , mientras que los Leptosoles presentaron entre 1 y 3%. La CIC fue de 200 a 400 meq  $\text{kg}^{-1}$ . Respecto a los contenidos de nutrientes en los suelos, han sido mejorados por el riego con agua residual en lo que corresponde a N y P, en cambio el % de saturación de Ca disminuyó mientras que, el de Na aumentó.

*Tamariz et al. (1990)*, determinaron la acumulación de  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$  y  $\text{Mn}^{3+}$  extractables con de HCl 0.1 N en suelos agrícolas cercanos a una industria siderúrgica (HYLSA, S.A. ubicada al noroeste de la ciudad de Puebla); y encontraron que los niveles más altos de los cuatro metales se presentan en los suelos cercanos a dicha industria, obteniéndose una disminución de las concentraciones de dichos elementos a medida que aumenta la distancia a la industria.

*Tamariz et al. (1992)*, evaluaron la disponibilidad de metales en tres suelos del Edo. de

Pue., (Xoxtla, Atlixco y Alixo-1), compararon la disponibilidad relativa de los metales Pb, Cd, Cu, Cr, Co, Ni, Fe, Mn y Zn para tres suelos de uso agrícola, los cuales están afectados por emisiones industriales, empleo de agua residual y el uso elevado de insumos agrícolas; utilizaron la relación metal extraído con DTPA/Metal extraído con  $\text{HNO}_3$  y muestrearon los suelos de 0-30 cm de profundidad. Los autores concluyeron que los metales de mayor disponibilidad expresado como la relación DTPA/ $\text{HNO}_3$ , fue para el Cd y Cu en los tres suelos. El suelo Atlixco-1, aunque presentó valores del metal total (extraído con  $\text{HNO}_3$ ) más bajos, la disponibilidad relativa fue semejante a la de los dos suelos con más alto contenido, debido probablemente a su pH más ácido (pH 5.4).

Vaca *et al.* (2000), hicieron una extracción secuencial de metales pesados en suelos, ellos mencionan que, dentro de la concentración total de los metales, el estudio de las fracciones móviles y disponibles es más importante, por lo que es necesario el desarrollo de las técnicas de extracción secuencial. En su trabajo usaron un método de fraccionamiento para determinar la concentración de Cd, Co, Mn, Cu, Ni, Pb y Zn, asociados a seis diferentes fracciones  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{MgCl}_2$ ,  $\text{NaOAc}$ ,  $\text{NH}_2\text{OH-HCl}$ ,  $\text{NH}_4\text{OAc}$ ,  $\text{HNO}_3\text{-HCl}$ . Tomaron muestras de suelos que fueran regados con aguas del río Lerma, de tal manera que obtuvieron dos muestras en Ixtlahuaca y dos en Temascalcingo, Estado de México. Encontraron que la concentración de Cu obtenida en la sumatoria de la extracción secuencial de la muestra de Temascalcingo rebasó ( $253.3 \mu\text{g g}^{-1}$ ) el valor permisible ( $2\text{--}100 \mu\text{g g}^{-1}$ ) reportado para suelos, mientras que el Cd se encuentra por arriba ( $7.3 \mu\text{g g}^{-1}$ ) de su límite ( $0.01\text{--}7 \mu\text{g g}^{-1}$ ) en una muestra de Ixtlahuaca; por otro lado, observaron que la fracción residual es la principal responsable para la retención del Ni, Zn, Cu y Cd (59 –86%), los óxidos de Fe-Mn para el Co, Pb y Mn (48 – 87%) y la materia orgánica y sulfuros para el caso del Cr (57%).

Valera *et al.* (1990), estudiaron las modificaciones de las propiedades de los suelos en el Municipio de Coronado, Puebla, por la adición de agua contaminada con grasas y aceites durante 6 años; analizaron las propiedades de los suelos antes de su contaminación con

esta agua y los resultados de este estudio mostraron que el pH del suelo era de 6.8 a 7.5 antes de que fuera contaminado, modificándose posteriormente, hasta los rangos de 4 a 5 después de 6 años del empleo del agua residual en el riego. Otras propiedades afectadas considerablemente fueron la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y el % de saturación de bases (PSB).



## **9. METODOLOGÍA**

### **9.1 MUESTREO DE AGUA.**

Para cumplir con los objetivos de la investigación, se utilizó la información proporcionada por INEGI (1987), respecto a las características hidrológicas de la presa Valsequillo, se realizaron una serie de recorridos del cuerpo de agua, y se programaron tres muestreos: el primero, antes de la época de lluvias, el segundo durante la época de lluvias y el tercero después de ésta. Tomando en cuenta la longitud de la presa, las muestras se colectaron cada 500 m de distancia a 2 m de profundidad, a lo largo de la presa, cubriéndose los 10 km<sup>2</sup> que se encontraban libres de lirio, obteniéndose 18 muestras compuestas por muestreo y un total de 54 muestras; recolectando un volumen por triplicado de aproximadamente 1 litro, necesarios para los análisis físicos, químicos y de contaminación. Los sitios de muestreo se indican en la Figura 2. Las muestras recolectadas para la determinación de metales fueron acidificadas a pH 2 con HNO<sub>3</sub>, para preservarlas; posteriormente, fueron filtradas para obtener un líquido claro y libre de toda partícula orgánica suspendida, y refrigeradas a 4 °C; mientras que, las muestras recolectadas para la caracterización química, desde el punto de vista agrícola, se filtraron y se mantuvieron a 4 °C. Todas las muestras se analizaron siguiendo las metodologías específicas por la US-EPA (1974), APHA-AWWA-WPCF (1980) y Richards (2001). Para determinar la calidad química del agua con fines agrícolas, a las muestras obtenidas se les realizaron los siguientes análisis: pH y Conductividad Eléctrica (CE) (Richards, 2001); cationes Ca<sup>2+</sup> y Mg<sup>2+</sup> por titulación con EDTA 0.01 N; Na<sup>+</sup> y K<sup>+</sup> por flamometría (Jackson, 1966); aniones CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> y HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> por titulación con H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0.01 N utilizando como indicadores fenolftaleína y anaranjado de metilo, Cl<sup>-</sup> por titulación con AgNO<sub>3</sub> 0.005 N y SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> por precipitación con BaCl<sub>2</sub>. Los metales pesados solubles (Pb, Cr, Co, Ni y Cd) se analizaron por absorción atómica en las muestras previamente acidificadas (US-EPA, 1974 y APHA-AWWA-WPFC, 1980).

### **9.2 MUESTREO DE SUELO**



Una vez delimitada la zona de estudio (aproximadamente 299 km<sup>2</sup>), en las hojas topográfica escala 1:50,000 (E14B54) y la edafológica escala 1:250,000 (E14-6), además del Plano General del Distrito de Riego 030 de Tecamachalco proporcionado por INEGI (1987), se efectuaron varios recorridos de reconocimiento para ubicar los sitios de muestreo, a la vez que se obtuvo cierta información de parte de los campesinos, como tipo de cultivo, de riego o de temporal (con agua de pozo o residual), rendimiento, enfermedades, así como la clase de fertilizante que se emplea. Después del recorrido de reconocimiento se hizo la distribución de los sitios de muestreo al azar, tratando de cubrir la mayor parte del área de trabajo en la cual se emplean aguas residuales; de acuerdo a la superficie de trabajo, se establecieron 14 sitios de muestreo, incluyendo el sitio testigo (que se ha regado con agua de pozo). Los sitios antes mencionados se encuentran señalados en la Figura 2. Para este estudio se recolectaron muestras compuestas de suelo a dos profundidades, 0-30 y 30-60 cm, obteniéndose cerca de 2 kg de suelo por muestra, las cuales se guardaron en bolsas de plástico debidamente etiquetadas y se transportaron al invernadero, donde se secaron en bancales de cemento a temperatura ambiente; posteriormente, fueron molidas con mortero de madera y se tamizaron en una malla de 2 mm de diámetro, guardándose nuevamente en bolsas de plástico, a las cuales se les realizaron los siguientes análisis: textura, por el método de Bouyoucos (Black, 1965); densidad aparente (Gavande, 1976); densidad real por medio del picnómetro (Grande, 1974); CE se determinó en el extracto de la pasta de saturación y su lectura con un puente de conductividad Weathstone (Richards, 2001); pH se analizó en una suspensión suelo-agua en una relación 1:2.5 (Chapman y Pratt, 1979); cationes intercambiables (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> y K<sup>+</sup>) se obtuvieron con CH<sub>3</sub>COONa 1N pH 8.2 (Richards, 2001) y la cuantificación de Ca<sup>2+</sup> y Mg<sup>2+</sup> por titulación con EDTA 0.01N (Jackson, 1966); mientras que Na<sup>+</sup> y K<sup>+</sup> por flamometría (Richards, 2001); capacidad de intercambio catiónico (CIC) por centrifugación, mediante una saturación con CH<sub>3</sub>COONa 1N pH 8.2, eliminando el exceso de sodio con alcohol etílico y desplazando el Na<sup>+</sup> con CH<sub>3</sub>COONH<sub>4</sub> 1N pH 7 y su cuantificación por flamometría (Aguilera y Domínguez, 1989); materia orgánica

(MO) por combustión húmeda Walkley and Black (Black, 1965); nitrógeno total (NT) por Kjendhal (Jackson, 1966); fósforo asimilable por el método de Olsen (López, 1974).

### **9.3 ANALISIS CON FINES DE SALINIDAD Y SODICIDAD**

Cationes solubles  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$  se analizaron en el extracto de la pasta de saturación, los dos primeros por titulación con EDTA 0.01 N y los otros por flamometría (Richards, 2001 y Jackson, 1966); aniones solubles  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$  los dos primeros por titulación con ácido sulfúrico 0.01 N, los cloruros por titulación con nitrato de plata 0.005 N y los sulfatos por precipitación con cloruro de bario (Richards, 2001).

### **9.4 ANALISIS DE METALES PESADOS EXTRACTABLES, DE APOORTE Y TOTALES**

Se determinaron los metales pesados disponibles o extractables empleando una solución extractora de DTPA (Lindsay and Norvell, 1978) y la cuantificación por absorción atómica de flama utilizando como corrector de fondo una lámpara de deuterio. Se determinaron los metales pesados de aporte extrayéndolos con  $\text{HNO}_3$  4M y su cuantificación por absorción atómica de flama (Bradford *et al.* 1975). Metales pesados totales, por medio de una digestión húmeda empleando  $\text{HNO}_3$ , HF y  $\text{HClO}_4$  y su cuantificación por absorción atómica de flama (Jackson, 1966).

### **9.5 ANALISIS ESTADÍSTICO**

A los resultados obtenidos se les aplicó un análisis de varianza de un factor por sitio y muestreo o profundidad ( $\alpha=0.01$ ) para establecer las diferencias significativas entre los distintos sitios, y un análisis de rango múltiple mediante la prueba de Tukey (al 99% de confiabilidad), así como un análisis de correlación simple y de regresión para evaluar si existe relación entre los metales pesados y las distintas propiedades del suelo como son: % de limo, % de arcilla, pH, MO, CIC, y la correlación existente entre los metales pesados Pb, Cr, Co, Ni y Cd.

## 10. RESULTADOS

### 10.1 ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE AGUA

#### 10.1.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y QUÍMICAS

##### 10.1.1.1 pH

Los resultados de pH en los tres muestreos que aparecen en el anexo de resultados totales (Tabla 1), indican que se trata de aguas ligeramente alcalinas y sin problemas de salinidad, ya que los valores de esta variable fluctuaron de:

	1ER. MUESTREO			2DO. MUESTREO			3ER. MUESTREO			PROM. GRAL.
pH	Mín.	Máx.	Prom.	Mín.	Máx.	Prom.	Mín.	Máx.	Prom.	
	7.3	7.8	7.62	7.5	8.1	7.67	7.2	7.7	7.47	7.59
% de variación	2.2748			1.7773			1.8090			

Cuadro 1. Compendio de los datos de pH en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo, Edo. de Puebla.

Al analizar los resultados anteriores, aparentemente no hay una gran variación de pH, sobre todo en los dos últimos muestreos donde los resultados son más homogéneos.

En la Figura 3 se observa que en el sitio 9 del segundo muestreo, el pH subió hasta 8.1, tal valor se puede deber a efectos meramente locales, ya que este muestreo, a excepción de este sitio fue el más homogéneo, inclusive, el valor promedio general del pH (7.59), se aleja muy poco de los valores obtenidos por sitio, lo que indica la homogeneidad del cuerpo de agua. El análisis de varianza indica que no hay efecto significativo ( $P < 0.01$ ) de sitios de muestreo, ya que los valores de pH detectados son estadísticamente iguales (Tabla 5). Sin embargo, respecto a los muestreos realizados el análisis de varianza sí mostró diferencias significativas, por lo que se procedió a realizar el análisis de rango múltiple de Tukey para señalar el muestreo con diferencias significativas. Dicho análisis ( $P < 0.01$ ) indica que, de acuerdo con los valores promedio obtenidos de pH, el muestreo 1 es semejante a los muestreos 2 y 3, y las mayores diferencias se presentaron entre los promedios de pH de los muestreos 2 y 3 (Anexo I).

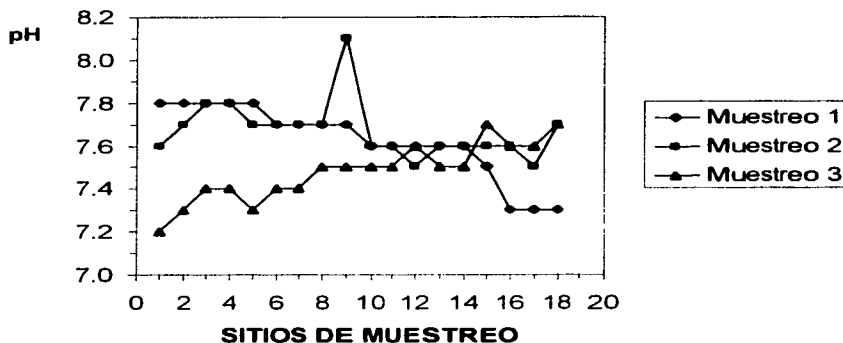


Figura 3. Comportamiento de pH en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo , Edo. de Puebla.

### 10.1.1.2 CONDUCTIVIDAD ELECTRICA

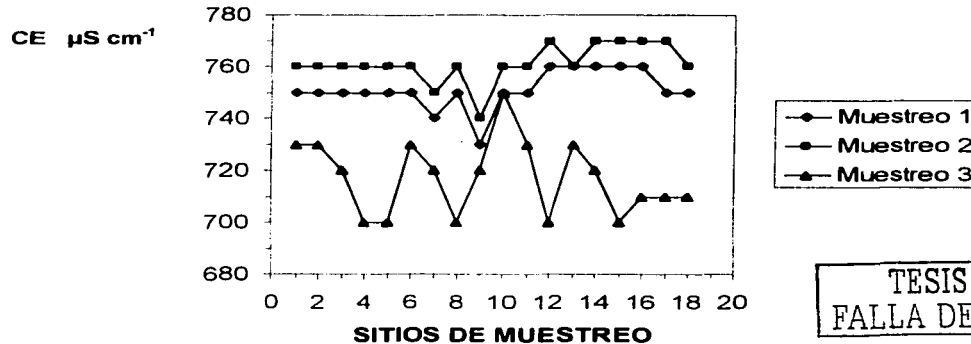
	1ER. MUESTREO			2DO. MUESTREO			3ER. MUESTREO			PROM. GRAL.
CE	Mín.	Máx.	Prom.	Mín.	Máx.	Prom.	Mín.	Máx.	Prom.	
$\mu\text{S cm}^{-1}$	730	760	751.1	740	770	761.1	700	750	717.2	743.0
% de variación	1.0097			0.9964			2.0179			

Cuadro 2. Compendio de los datos obtenidos de la CE en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo, Edo. de Puebla.

En general, al analizar el comportamiento de la CE en los tres muestreos, en el tercero se aprecia cierta heterogeneidad de los valores, donde sobresale el sitio 10 que presentó una CE de hasta  $750 \mu\text{S cm}^{-1}$ . Si comparamos los valores detectados de CE en los tres muestreos, resalta el segundo donde se presentaron los valores más altos, lo cual se refleja en el promedio de este muestreo ( $761.1 \mu\text{S cm}^{-1}$ ); mientras que las cantidades más bajas ( $717.2 \mu\text{S cm}^{-1}$ ), corresponden al tercer muestreo que fue después de la época de lluvias. En el segundo muestreo, la concentración de sales es más elevada, reflejándose en los valores de CE. El análisis de varianza indica que, al igual que en el pH, los valores

obtenidos de CE respecto a los sitios de muestreo son estadísticamente iguales ( $P < 0.01$ ) (Tabla 5). El análisis de rango múltiple de Tukey mostró que los valores promedio de CE de los muestreos 1 y 2 son estadísticamente iguales y, a la vez, son distintos al promedio del muestreo 3 (Anexo I y II).

Los valores de CE están dados principalmente por las cantidades de K ( $r = 0.69$ ,  $P < 0.01$ ) y, probablemente, por las de Na. Los datos de Ca y Mg no parecen influir en los valores de CE, ya que, las correlaciones observadas entre estos parámetros son negativas (Tabla 6).



TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Figura 4. Comportamiento de la conductividad eléctrica en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo, Edo. de Puebla.

Al comparar los valores obtenidos de pH y CE en los tres muestreos con los rangos establecidos por la NOM-CCA-032-ECOL/93, aquellos son inferiores a la norma ecológica que tolera valores de 6.5 a 8.5 y  $2000 \mu\text{S cm}^{-1}$ , respectivamente. De acuerdo con esta norma, el agua de la presa Valsequillo es de buena calidad durante todo el año. Otro de los criterios que se tomaron en cuenta para evaluar la calidad del agua de la presa, fue la clasificación del agua para fines de riego propuesta por el USDA (1954). Este Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, al dar esta clasificación supone que el agua va a usarse

bajo condiciones adecuadas, respecto a la textura del suelo, la velocidad de infiltración, drenaje, cantidad de agua usada, clima y tolerancia del cultivo a las sales, por lo que si no se toman en cuenta estos parámetros, las consecuencias que puede sufrir el suelo serán desastrosas, dudándose de la calidad del agua. En este sentido, y tomando en cuenta los criterios establecidos por el USDA (1954) respecto a la CE, el agua del primer muestreo y gran parte del tercero, se considera satisfactoria para el riego respecto al contenido de sales, ya que la CE es inferior a  $750 \mu\text{S cm}^{-1}$ . Según el USDA (1954), ciertos cultivos sensibles a la salinidad, como los frutales y el aguacate, pueden ser afectados seriamente por el contenido de sales, al emplear aguas residuales con una CE entre 250 y  $750 \mu\text{S cm}^{-1}$ . El agua proveniente del segundo muestreo sobrepasa ligeramente los  $750 \mu\text{S cm}^{-1}$ , lo cual indica que, debe limitarse el agua para riego (USDA, 1954); por lo tanto, es recomendable únicamente para cultivos menos sensibles a la salinidad obteniéndose, quizás, buenos rendimientos, siempre y cuando, exista un buen manejo del suelo y un drenaje eficiente. En la región de Tecamachalco afortunadamente los suelos son de textura arenosa, lo que contribuye con un buen drenaje. Quizá una de las limitantes de la zona podría ser el clima seco y las bajas precipitaciones, ya que según García (1988), la precipitación es de 611.5 mm, lo que podría contribuir con la acumulación de las sales en la capa superficial, como ocurre en algunos predios que se ubican en las cercanías de los canales de riego, como los sitios 11, 8, 1, 12 y 13 cuya CE es del orden de: 1130, 1420, 1300, 1260 y  $1200 \mu\text{S cm}^{-1}$  ubicados en la cercanía del poblado de La Laguna, área donde el impacto del agua residual se ha acentuado más. Estas observaciones concuerdan con algunos resultados detectados por Ortega (1996) quien realizó estudios sobre la calidad del agua de los canales de riego del DDR 030 y su posible impacto en el acuífero de Tecamachalco. Por otra parte, al relacionar el valor promedio general obtenido de CE ( $743.1 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) con el de la relación de adsorción de sodio (RAS) (1.455), se encuentra que el agua de la presa Valsequillo (durante los tres muestreos) fluctúan de  $\text{C}_2\text{S}_1$  a  $\text{C}_3\text{S}_1$ , lo cual indica que el peligro de sodicidad en los

suelos regados con este tipo de agua es bajo durante todo el año (USDA, 1954). Los valores del RAS observados son muy inferiores a los  $10 \text{ mmol L}^{-1}$  que mencionan Palacios y Aceves (1970), para aguas con restricciones respecto a este parámetro. La única limitante que tienen estas aguas es la CE, que las clasifica entre un nivel medio y alto de salinidad ya que, en la mayoría de los casos, este parámetro supera los  $750 \mu\text{S cm}^{-1}$  considerado como el límite, por lo que el uso de esta agua, debe limitarse al riego de cultivos tolerantes a la salinidad que se desarrollen en suelos con una buena permeabilidad, buen drenaje y manejo adecuado (Palacios y Aceves, 1970; Canovas, 1990; Richards, 2001). Respecto al pH del agua de la presa Valsequillo, éste tiene carácter ligeramente alcalino, lo cual contribuye a la precipitación de los metales pesados en los sedimentos de la presa, y cuando se emplea el agua en el riego, aunado a la tendencia alcalina del suelo, el pH favorece la precipitación de los metales pesados limitando su disponibilidad para las plantas.

Si se quisiera realizar una comparación de la calidad del agua de la presa, de acuerdo con los dos parámetros analizados, sería muy difícil por las condiciones especiales de cada lugar, además su gran superficie hace más complejo el comportamiento de este cuerpo de agua donde el ecosistema juega un papel importante. Finalmente, al comparar los valores de pH obtenidos en la presa Valsequillo, éstos son semejantes a los reportados por la CNA-IMTA y BGS (1995) para el río Salado, la refinería de Tula, la presa Endhó y la Estación de la Comisión Federal de Electricidad (CFE) de Tula, que presentan valores de pH del orden de: 7.64, 7.48, 7.13 y 7.43, respectivamente; mientras que, los valores de pH de la presa Valsequillo son ligeramente más altos que los detectados por la CNA-IMTA y BGS (1995) para el Emisor Central, el río Tepeji y el río Tula con valores de 6.97, 6.95 y 6.99, respectivamente. Al comparar los valores obtenidos de CE de la presa Valsequillo, se observa que éstos son muy inferiores a los detectados por la CNA-IMTA y BGS (1995) en el agua residual de la refinería de Tula, la subestación de la CFE de Tula, río Salado, presa

Endhó, Emisor Central y el río Tula, donde las cantidades reportadas por estos organismos son de: 4092, 1673, 1590, 1136, 1114 y 995  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , respectivamente. Los valores de pH y CE obtenidos en los tres muestreos de la presa Valsequillo son muy similares a los valores promedio reportados por Méndez y Palacios (1996) para la misma presa, que son del orden de 7.5 y 760  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . Cuando se compara la calidad del agua de la presa con la que se emplea para riego en el Valle del Mezquital, Hgo., de acuerdo con la CNA-IMTA y BGS (1995), ésta última es de mala calidad por su alto contenido de sales, principalmente, la de la refinera, que resulta no recomendable para ningún tipo de cultivo ni de suelo (USDA, 1954); la mala calidad del agua de riego del Valle del Mezquital se debe a que proviene, fundamentalmente, de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM), donde la cantidad de sustancias y sales solubles que se emiten al Gran Canal del Desagüe son enormes y muy complejas, lo cual se ha reflejado en los suelos del Valle del Mezquital, siendo el principal problema la acumulación de sales en la capa superficial (Gutiérrez, 1982; Méndez, 1982).

### 10.1.1.3 CATIONES ( $\text{Ca}^{2+}$ , $\text{Mg}^{2+}$ , $\text{Na}^+$ y $\text{K}^+$ )

	1ER. MUESTREO			2DO. MUESTREO			3ER. MUESTREO			PROM. GRAL.
	Min.	Máx.	Prom.	Min.	Máx.	Prom.	Min.	Máx.	Prom.	
$\text{Ca}^{2+}$ mmol $\text{L}^{-1}$	3.00	3.60	3.22	3.00	4.20	3.41	4.36	11.84	6.71	4.39
% de variación	4.7072			7.1022			35.1421			
$\text{Mg}^{2+}$ mmol $\text{L}^{-1}$	2.14	2.78	2.43	1.60	4.40	2.41	2.28	5.16	2.68	2.68
% de variación	7.0563			24.2208			22.0923			
$\text{Na}^+$ mmol $\text{L}^{-1}$	2.63	2.89	2.76	2.63	2.89	2.75	2.57	3.15	2.73	2.75
% de variación	2.4822			2.5807			4.6129			
$\text{K}^+$ mmol $\text{L}^{-1}$	0.36	0.41	0.39	0.36	0.41	0.39	0.34	0.38	0.36	0.38
% de variación	3.1104			3.1104			2.6028			

Cuadro 3. Compendio de los datos obtenidos de cationes en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo, Edo. de Puebla.

Como se observa en los datos que aparecen en el Cuadro 3, los valores por muestreo de cada catión analizado son muy semejantes, a excepción del  $\text{Ca}^{2+}$  que, en el tercer



muestreo, su valor se duplicó. Por otro lado, los valores de magnesio presentaron mayor heterogeneidad en los dos últimos muestreos, y los valores de calcio en el tercero. Sin embargo, el análisis de varianza ( $P < 0.01$ ) realizado para ver el efecto de sitios, mostró que a excepción del  $\text{Na}^+$ , no hay efectos significativos, ya que los valores obtenidos de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{K}^+$  son estadísticamente iguales. Además, en cuanto a muestreo, a excepción del  $\text{Na}^+$ , el análisis de rango múltiple de Tukey ( $P < 0.01$ ) mostró que los valores promedio de los muestreos 1 y 2 son estadísticamente iguales y, a la vez, son distintos a los valores promedio de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{K}^+$  del muestreo 3 (Anexos III, IV y V). Como se observa en el Cuadro 3, los cationes se presentan en el siguiente orden:  $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$ ; lo cual desde el punto de vista agronómico es dañino, tanto para los suelos, como para los cultivos, ya que el riesgo de salinidad que se tiene es muy grande, sobre todo, cuando el contenido de  $\text{Na}^+$  en el agua de riego es semejante o mayor al del  $\text{Ca}^{2+}$  o  $\text{Mg}^{2+}$ , ya que este elemento compite por los sitios de intercambio con el calcio y el magnesio, desplazándolos del complejo de intercambio. Por lo tanto, se debe tener cierto control sobre las emisiones de compuestos de sodio a los alcantarillados, siendo muy probable que este elemento provenga de los jabones y detergentes. En el tercer muestreo, las concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  sufrieron un aumento que resulta benéfico por lo antes expuesto, ya que de acuerdo con el USDA (1954), el  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  presentes en el agua de riego se incorporan al suelo desplazando al  $\text{Na}^+$  de los sitios de intercambio. Las altas concentraciones de cationes divalentes como el  $\text{Ca}^{2+}$  y el  $\text{Mg}^{2+}$  que se presentan en ciertas épocas del año en la presa Valsequillo, tienen gran influencia en la desadsorción del cadmio y otros metales pesados divalentes como el Pb en la columna de agua, de acuerdo con trabajos realizados en la Laguna de Chapala por Maya y Hansen (1995). Los cationes monovalentes como el  $\text{K}^+$  y  $\text{Na}^+$ , aunque también contribuyen, tienen muy poca influencia en la desadsorción del cadmio en las columnas de agua. Por lo que, en la presa Valsequillo el  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y, en menor grado,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$  están contribuyendo en la desadsorción de los metales pesados

como el Cd y el Pb de la columna de agua y, a su vez, contribuyen con la precipitación de éstos en los sedimentos. En los ecosistemas acuáticos, tanto en lagunas costeras, como en otros tipos de lagunas y cuerpos de agua, los procesos de adsorción y precipitación son de gran importancia, principalmente, para los organismos filtradores, cuya capacidad de filtración de agua y acumulación de metales pesados como el Pb, Hg y Cd es grande (Reimer y Reimer, 1975).

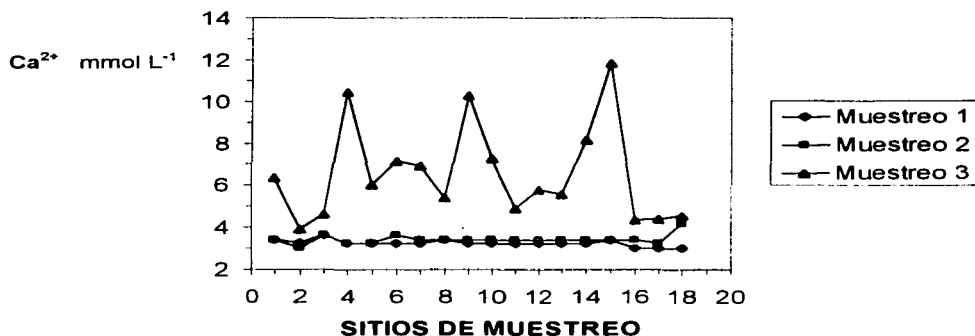


Figura 5. Comportamiento de calcio soluble en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo, Edo. de Puebla.

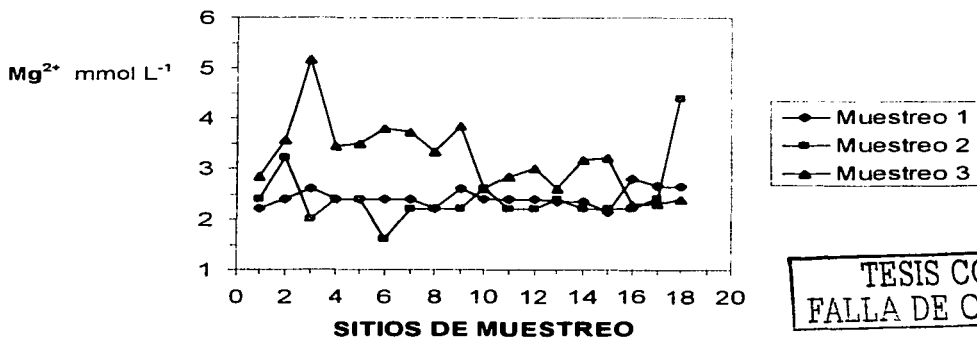


Figura 6. Comportamiento de magnesio soluble en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo, Edo. de Puebla.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Por otra parte, al analizar específicamente el comportamiento de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$  en los distintos muestreos, como se observa en las Figuras 5 y 6, el calcio y el magnesio son muy homogéneos en los muestreos 1 y 2, cuyos valores fluctuaron de 3.00 a 3.60, de 2.14 a 2.78; de 3.0 a 4.2 y de 1.6 a 4.4  $\text{mmol L}^{-1}$ , respectivamente, a excepción del Mg en el segundo muestreo, cuyo valor se elevó de 1.60 a 4.4  $\text{mmol L}^{-1}$ , en los sitios 6 y 18 respectivamente. Como se observa en las Figuras 5 y 6, las concentraciones de calcio y magnesio en el tercer muestreo fueron muy heterogéneas, donde los valores más contrastantes fluctuaron de 4.36 a 11.84 y de 2.28 a 5.16  $\text{mmol L}^{-1}$ , respectivamente. Cabe señalar que los valores más bajos para estos dos cationes se detectaron en el sitio 16, mientras que los valores más altos, corresponden a los sitios 15 para  $\text{Ca}^{2+}$  y 3 para  $\text{Mg}^{2+}$ . Esta irregularidad en la presencia de los valores extremos, puede señalar que el movimiento y comportamiento de las aguas de la presa Valsequillo, así como su composición química y su relación con el ecosistema son muy complejas, y que se tienen que apoyar y fundamentar en un estudio hidrobiológico más profundo. Este trabajo tiende a evaluar únicamente ciertos parámetros físicos y químicos relacionados con el comportamiento de los metales pesados (Pb, Cr, Co, Ni y Cd) y sus efectos en el sistema natural suelo-planta. Así mismo, se dará más importancia a la calidad del agua que corresponde a la salida de la presa (muestra 1), que es la que se envía al DDR 030 de Valsequillo en Tecamachalco, Estado de Puebla. Las cantidades detectadas de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  que aparecen en el Cuadro 3, en general son más altas que las reportadas por Mendoza (1981), quien detectó valores de 24.5, 46.0; y 28.4, 22.0  $\text{mg L}^{-1}$  para los dos elementos en el Gran Canal del Desagüe de la Ciudad de México y el canal de Tlamaco-Atitalaquia en el Valle del Mezquital, Hgo. Las cantidades obtenidas de estos cationes, únicamente son comparables a las reportadas por el autor antes mencionado para el Canal de Riego de Tlahuelilpan en la misma zona, donde menciona valores de 140.0 y 48.0  $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ , respectivamente. Los valores de calcio en varios sitios del tercer muestreo superan a los reportados por el autor anterior,

como es el caso de los sitios 15, 9, 4 y 14 (Tabla 1). Las concentraciones detectadas en estos sitios superan los  $40.0 \text{ mg L}^{-1}$ , dando cierta dureza al agua, que resulta benéfico para contrarrestar los efectos del sodio y de varios metales pesados divalentes como el Cd y el Pb; así, en el caso del sodio, lo desplazan de los sitios de intercambio, mientras que, los metales pesados tienden a precipitarse. Respecto al comportamiento de los cationes solubles  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$ , éstos fueron más homogéneos respecto al  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ , en los tres muestreos y en todos los sitios, cuyas concentraciones fluctuaron de 2.57 a 3.15 para el  $\text{Na}^+$  y de 0.34 a 0.41  $\text{mmol L}^{-1}$  para  $\text{K}^+$  en los tres muestreos. Al observar la Figura 7, resalta el sitio 12, donde se detectó la concentración más alta de  $\text{Na}^+$  ( $3.15 \text{ mmol L}^{-1}$ ) en el tercer muestreo. Desde el punto de vista agronómico, este valor representa riesgo, ya que, un agua con estas concentraciones de  $\text{Na}^+$  tiene algunas restricciones para ciertos cultivos. El agua del sitio 12 es de Clase  $\text{C}_2\text{S}_1$ , donde la limitante para el riego, es la cantidad de sales en general más que el  $\text{Na}^+$ , que la restringe al riego de cultivos semitolerantes y tolerantes a la salinidad (USDA, 1954). Por otra parte, al comparar las concentraciones de  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$  detectadas en el agua de la presa Valsequillo, con las cantidades detectadas de estos cationes por la CNA-IMTA y B.G.S. (1995) en agua de riego de distintos orígenes que se emplean en el Valle del Mezquital, Hgo., se observa que los valores de  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$  obtenidos en este trabajo, son muy inferiores a las cantidades reportadas por las organizaciones antes mencionadas para el Emisor Central, el río Tula, el río Tepeji, la presa Endhó y el río Salado, donde se detectaron las siguientes concentraciones de  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$ : 77.64, 8.28; 82.22, 21.50; 95.16, 9.75; 202.90, 17.88; 337.0, 37.0  $\text{mmol L}^{-1}$ , respectivamente. Las cantidades de éstos dos iones en la presa Valsequillo son muy inferiores a los valores reportados por Mendoza (1981), quien indica concentraciones promedio de 330.0 y 45.0  $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$  para el Gran Canal del Desagüe de la Ciudad de México; este mismo autor, señala valores promedio de  $\text{Na}^+$  de 248  $\text{mg L}^{-1}$  para el canal Tlamaco-Atitalaquia en el Valle del Mezquital, Hgo., el cual está por arriba de los valores de sodio detectados en la presa Valsequillo. Estos resultados

muestran que el agua residual de la ZMCM reciben una carga mayor de contaminantes, mientras que, el agua residual de los estados de Tlaxcala y Puebla se almacena temporalmente en la presa Valsequillo, para posteriormente utilizarse en el riego del municipio de Tecamachalco. Aunque las concentraciones de  $\text{Na}^+$  detectadas en el agua residual de la presa Valsequillo son inferiores a las obtenidas en el agua de riego del DDR 063, deben ser consideradas para evitar el problema que actualmente se tiene en varios distritos de riego del país, donde ya se han originado suelos salinos. El sodio es uno de los iones más problemáticos por los efectos osmóticos que origina en las plantas, además del problema que se presenta al combinarse este elemento con los  $\text{CO}_3^{2-}$  y  $\text{HCO}_3^-$ , originando valores de pH muy alcalinos. Esta situación se observa actualmente en algunas zonas del ex-Lago de Texcoco, Chalco, la zona lacustrina de Xochimilco, y en la mayoría de los distritos de riego del norte y noreste del país (Aceves, 1970).

Finalmente, la calidad del agua de la presa Valsequillo respecto al  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$  puede considerarse como buena, ya que, dentro de las Normas Oficiales Mexicanas, como la NOM-CCA-030 ECOL/93, estos elementos no se sancionan, sino que las limitaciones se reflejan en otros parámetros como la CE y el pH, entre otros factores. Como ya se mencionó, desde el punto de vista agrícola, el  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  no tienen restricciones; sin embargo, con relación al agua de consumo humano, las principales restricciones del calcio y magnesio se reflejan en la dureza del agua, por la dificultad que presentan para reaccionar con los jabones, haciéndolas poco aceptables para las labores domésticas. Varias investigaciones han demostrado que el agua con altas concentraciones de calcio, magnesio, hierro y estroncio, son poco aceptables para consumo. Respecto a la calidad del agua de la presa Valsequillo, es difícil precisar cuáles son los sitios de menor calidad, sin embargo, en general las mayores concentraciones de los parámetros analizados tienden a localizarse en los últimos sitios, que corresponden a la entrada del agua a la presa, a medida que se alejan de esta zona, la calidad del agua aumenta.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

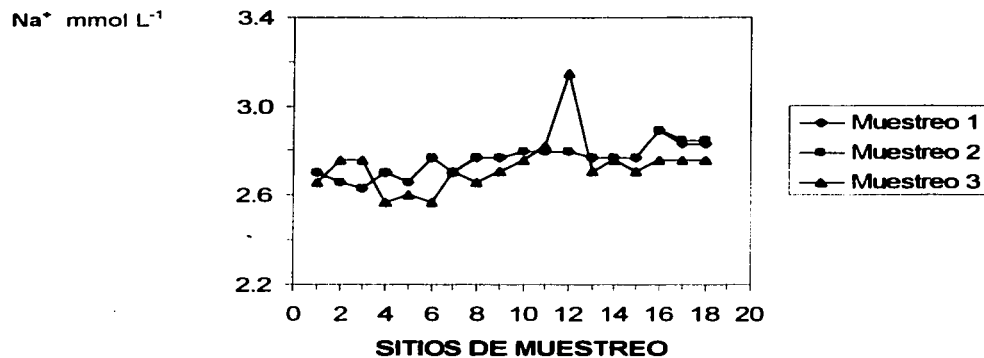


Figura 7. Comportamiento de sodio soluble en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo, Edo. de Puebla

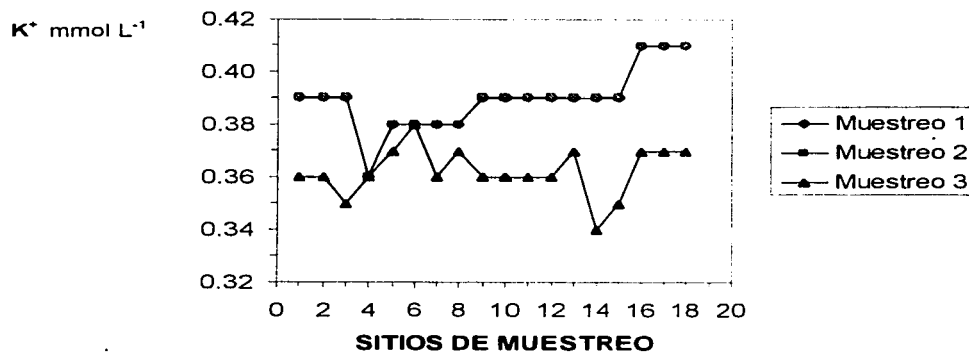


Figura 8. Comportamiento de potasio soluble en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo, Edo. de Puebla.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

10.1.1.4 ANIONES ( $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ )

	1ER. MUESTREO			2DO. MUESTREO			3ER. MUESTREO			PROM. GRAL.
	Mín.	Máx.	Prom.	Mín.	Máx.	Prom.	Mín.	Máx.	Prom.	
$\text{HCO}_3^{2-}$ mmol $\text{L}^{-1}$	4.90	5.30	5.07	5.60	6.20	5.88	8.00	12.60	10.56	7.25
% de variación	3.2784			3.7244			13.3048			
$\text{Cl}^-$ mmol $\text{L}^{-1}$	1.40	2.00	1.65	1.90	2.70	2.33	1.65	3.73	2.23	2.07
% de variación	9.7665			9.7508			27.6056			
$\text{SO}_4^{2-}$ mmol $\text{L}^{-1}$	1.80	2.30	1.98	0.01	1.56	0.79	0.10	2.10	0.42	1.06
% de variación	8.4290			103.909			175.062			

Cuadro 4. Compendio de los datos obtenidos de aniones en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo, Edo. de Puebla.

Los valores que aparecen en el Cuadro 4 indican que, los bicarbonatos y cloruros presentaron una mayor heterogeneidad en el tercer muestreo, mientras que, los sulfatos en los dos últimos. El análisis de varianza ( $P < 0.01$ ) mostró que, no hay efecto de sitio debido a la heterogeneidad de los valores de carbonatos, bicarbonatos, cloruros y sulfatos que se observa en todos los sitios (Tabla 5). Sin embargo, el análisis de rango múltiple de Tukey ( $P < 0.01$ ) revela que si hay efecto significativo en cuanto a muestreos; ya que los valores promedio de  $\text{HCO}_3^-$  obtenidos en los muestreos 1 y 2 son estadísticamente iguales, y a su vez, difieren del promedio del tercero; mientras que, los valores promedio de  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$  de los muestreos 2 y 3 estadísticamente son iguales y, a la vez, son distintos a los valores promedio del muestreo 1 (Anexos V, VI, VII y VIII).

Respecto al comportamiento de los tres aniones, se puede señalar que presentaron cierta homogeneidad sobretodo en los muestreos 1 y 2. De las cantidades detectadas de bicarbonatos en los tres muestreos, sobresale el tercero, en el que se obtuvieron hasta 12.6 mmol  $\text{L}^{-1}$  en el sitio 15, con este resultado nuevamente se nota que la calidad del agua disminuye en los sitios cercanos a la llegada del agua del río Atoyac a la presa. Respecto a los altos valores de bicarbonatos encontrados en el agua de la presa Valsequillo, se puede decir que no es usual observarlos; sin embargo, cuando se trata de aguas residuales, las

altas concentraciones de bicarbonatos y cloruros son comunes. En el caso del agua de la presa Valsequillo, ésta se clasifica de calidad media (Jones and Wolf, 1984), ya que los valores están entre 1.5 y 8.5 mmol L<sup>-1</sup>, y las muestras que rebasan el 8.5 mmol L<sup>-1</sup>, de acuerdo con estos autores, son de mala clase.

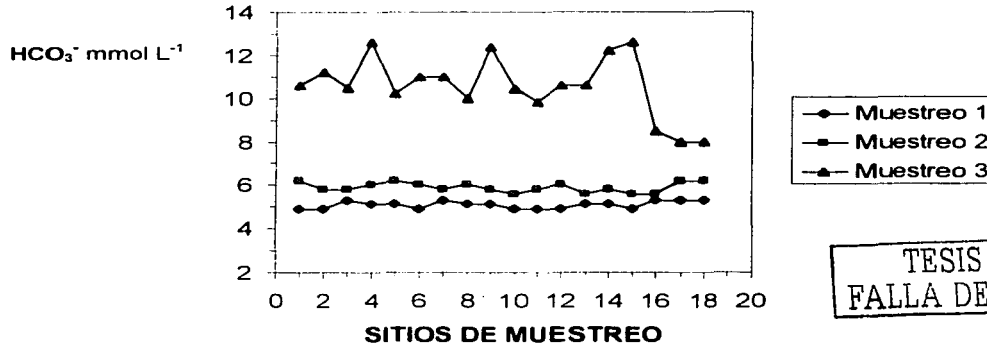


Figura 10. Comportamiento de bicarbonatos solubles en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo, Edo. de Puebla.

Desde el punto de vista agrícola, el anión más perjudicial para los suelos es el ión carbonato, pero con la ausencia de éste, las altas concentraciones de bicarbonatos podrían representar la principal limitante de un agua de riego, al influir en el factor denominado Carbonato de Sodio Residual (C.S.R.).

Al analizar el comportamiento de los cloruros en la Figura 11, éstos fueron muy heterogéneos, especialmente en el tercer muestreo, donde los valores fluctuaron de 1.65 (sitio 1) a 3.73 mmol L<sup>-1</sup> (sitio 9). En los muestreos 1 y 2, los valores presentaron pequeñas variaciones, respecto a esta variable. El agua de la presa Valsequillo, respecto al contenido de cloruros y según el criterio de Jones and Wolf (1984), es de buena calidad, ya que este parámetro es menor a 4 mmol L<sup>-1</sup>. El anión sulfato presentó un comportamiento muy homogéneo, principalmente en el primer y tercer muestreo, aunque en este último, los



únicos sitios que presentaron elevadas concentraciones de este ión fueron el 4, 9 y 15. Los resultados de sulfatos que presentaron una mayor heterogeneidad corresponden al segundo muestreo, donde los valores más contrastantes corresponden al sitio 5 con  $0.01 \text{ mmol L}^{-1}$  y al sitio 18 con  $3.55 \text{ mmol L}^{-1}$ . Como se observa en la Figura 12, el contraste entre los distintos sitios es claro a diferencia del tercer muestreo, donde con ciertas excepciones ya mencionadas, el comportamiento es muy homogéneo. La calidad del agua de la presa Valsequillo, de acuerdo con el contenido de sulfatos, es de buena calidad, ya que este anión se detectó en concentraciones bajas.

En general, las mayores concentraciones, tanto de cationes como de aniones, tienden a localizarse en los últimos sitios, que corresponden a la llegada del agua a la presa. Este resultado indica que el almacenamiento temporal del agua en las presas es benéfico, especialmente, cuando se trata de aguas que no han recibido un tratamiento adecuado, y el tiempo que permanecen almacenadas, antes de ser empleadas en la agricultura, origina un tratamiento natural, donde la flora y fauna, junto con los mecanismos de oxido-reducción, disminuyen la carga de contaminantes solubles de los ríos, ya que gran parte de ellos se precipita en los sedimentos de los ríos o de lagunas donde estas aguas son almacenadas en forma temporal.

Tomando en cuenta las concentraciones de carbonatos, bicarbonatos, cloruros y sulfatos detectados en la presa Valsequillo, los  $\text{HCO}_3^-$  son los únicos iones que exceden, en los tres muestreos, los  $100 \text{ mg L}^{-1}$  que establece como límite máximo la NOM-CCA-030-ECOL/93 para la disposición de aguas residuales con fines agrícolas. Mientras que, los  $\text{SO}_4^{2-}$  únicamente en el sitio 18 del segundo muestreo, excede los  $3.55 \text{ mg L}^{-1}$  que establece dicha normatividad.

En la Tabla 6 y Figura 40, se observó que la correlación más alta significativa se presentó entre los  $\text{HCO}_3^-$  con el  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  y  $\text{Mg}^{2+}$ ; lo cual significa que estos iones se encuentran asociados en el agua de la presa formando sales de  $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ ,  $\text{KHCO}_3$  y

$Mg(HCO_3)_2$ , ya que se obtuvieron coeficientes de correlación altos y positivos, que indican una asociación estrecha y directa de estas variables.

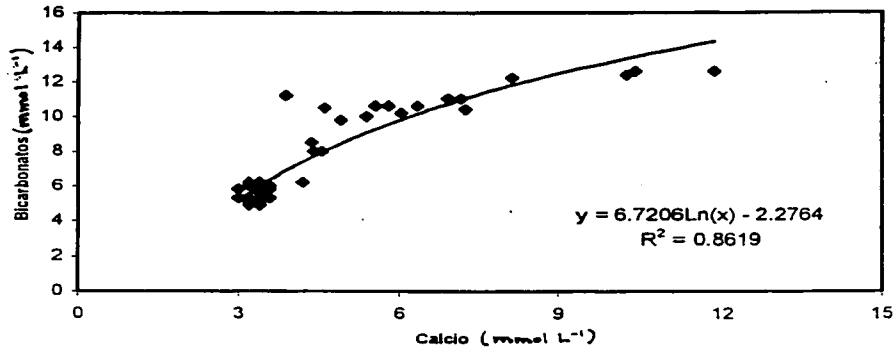


Fig. 40. Correlación entre las concentraciones de bicarbonatos y calcio, en el agua residual de la presa Valsequillo, Edo. de Puebla.

Los niveles de  $Cl^-$  son inferiores a los límites establecidos ( $147.5 \text{ mg L}^{-1}$ ) en todos los sitios durante el año, y solamente en el tercer muestreo, en los sitios 9, 15 y 16 el valor de  $Cl^-$  se acerca, sin llegar a representar ninguna limitante para la disposición de estas aguas en el riego agrícola. Aunque los  $CO_3^{2-}$  no se sancionan por las normas mexicanas para aguas residuales con fines agrícolas, éstos no se detectaron en ningún muestreo, probablemente debido a que su comportamiento en los sistemas acuáticos es muy complicado, transformándose instantáneamente en  $HCO_3^-$  (Richards, 2001). Al comparar los valores de  $HCO_3^-$  detectados en este trabajo con las cantidades reportadas por otros autores, aquellos en la mayoría de los sitios, son inferiores a los publicados por la CNA-IMTA y la B.G.S. (1995), que mencionan cantidades de 230.6, 232.85, 237.29, 268.64, 312.05,

350.40 y 596.93 mg L<sup>-1</sup> para la planta de luz (Termoeléctrica), Emisor central, Refinería de Tula, la presa Endhó, río Tepeji, río Tula y río Salado, respectivamente. Si comparamos las concentraciones de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> detectadas en el agua de riego que se emplea en el Valle del Mezquital, únicamente las cantidades obtenidas en el río Salado son comparables con los valores encontrados en el agua de la presa Valsequillo en los muestreos 1 y 2, mientras que, los valores detectados en el tercer muestreo, son superiores inclusive a los bicarbonatos detectados en el río Salado, que es el lugar donde se encontraron las mayores concentraciones (596.83 mg L<sup>-1</sup>). Respecto a los Cl<sup>-</sup> analizados en el agua de la presa Valsequillo, en varios sitios y durante gran parte del año, son semejantes a los mencionados por la CNA-IMTA y B.G.S. (1995) para varias fuentes de agua residual, entre las cuales está el río Tepeji con 47.27 mg L<sup>-1</sup>, el Emisor central con 76.79 mg L<sup>-1</sup> y la presa Endhó con 83.97 mg L<sup>-1</sup>. Los sulfatos obtenidos en la presa Valsequillo también son muy inferiores a los reportados por la CNA-IMTA y B.G.S. (1995) para la Refinería de Tula, río Salado, Emisor Central de la Ciudad de México, río Tula y presa Endhó, donde los valores fueron de 2627, 346.23, 187.49, 179.94 y 146.16 mg L<sup>-1</sup>. Sin embargo, los valores de sulfatos en esta investigación, únicamente son comparables con las cantidades de sulfatos detectados en el río Tepeji que prácticamente es un río de agua blanca, mientras el resto de las fuentes manejadas por la CNA-IMTA y B.G.S. (1995), corresponden a agua residual que proviene prácticamente de la ZMCM, donde como ya se mencionó las concentraciones principalmente de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> y Cl<sup>-</sup> son más altas, mientras los HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> son más altos en la presa Valsequillo, lo que indica que la calidad del agua residual de los estados de Tlaxcala y Puebla debe ser vigilada para que no se repita en Tecamachalco la situación que se tiene en el Valle del Mezquital. Respecto a los carbonatos, éstos estuvieron ausentes, tanto en las muestras de agua como de suelo, por esta razón el análisis estadístico de este parámetro se omitió.



Figura 11. Comportamiento de cloruros solubles en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo, Edo. de Puebla.

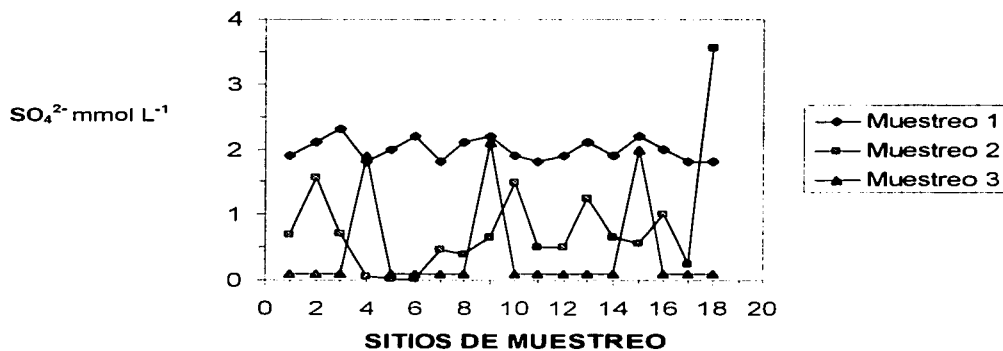


Figura 12. Comportamiento de sulfatos solubles en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo, Edo. de Puebla.

## 10.1.2 METALES PESADOS SOLUBLES

## 10.1.2.1 PLOMO

	1ER. MUESTREO			2DO. MUESTREO			3ER. MUESTREO			PROM. GRAL.
	Mín.	Máx.	Prom.	Mín.	Máx.	Prom.	Mín.	Máx.	Prom.	
Pb mg L <sup>-1</sup>	0.000	0.250	0.093	0.185	0.370	0.236	0.111	0.222	0.117	0.148
% de variación	78.6478			36.0695			22.3297			

Cuadro 5. Compendio de los datos obtenidos de plomo en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo, Edo. de Puebla.

Los valores que se presentan en el Cuadro 5 indican que, no existe homogeneidad de los valores de plomo en los tres muestreos. Sin embargo, el análisis de varianza realizado ( $P < 0.01$ ) indica que los valores obtenidos por sitio son estadísticamente iguales (Tabla 5). El análisis de rango múltiple de Tukey ( $P < 0.01$ ) mostró que, respecto a muestreos, si existen diferencias significativas, este análisis indica que los valores promedio obtenidos de Pb en los muestreos 1 y 3 son estadísticamente iguales, los cuales a su vez son distintos al muestreo 2 (Anexo VIII).

Como se observa en la Figura 13, el comportamiento del plomo fue más homogéneo, en el tercer muestreo, mientras que, en los demás muestreos los valores presentaron una mayor heterogeneidad, porque en el muestreo uno sobresale el sitio 6 que se detectaron hasta 0.25 mg L<sup>-1</sup>, mientras los sitios 1, 4, 5, 7, 13 y 14 el plomo soluble no se detectó; en el segundo, los valores de la mayoría de los sitios fueron homogéneos a excepción de los sitios 1, 2, 3, 14 y 18 donde se obtuvieron los mayores valores, no solo por muestreo, sino de todo el período de muestreo (en todo el año). Al respecto, el sitio 18, que es el más cercano a la llegada del agua residual del río Atoyac (Figura 2), además de presentar altas concentraciones de plomo soluble, también se detectaron altas cantidades de Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Co y Ni sobre todo en el segundo muestreo. Al analizar los valores promedio por muestreo resalta nuevamente el segundo, donde la concentración promedio de Pb fue del orden de 0.236 mg L<sup>-1</sup>, mientras que los valores más bajos (0.000 mg L<sup>-1</sup>) se

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

obtuvieron en los sitios 1, 4, 5, 7, 13 y 14 en el primer muestreo y no en la época de lluvias.

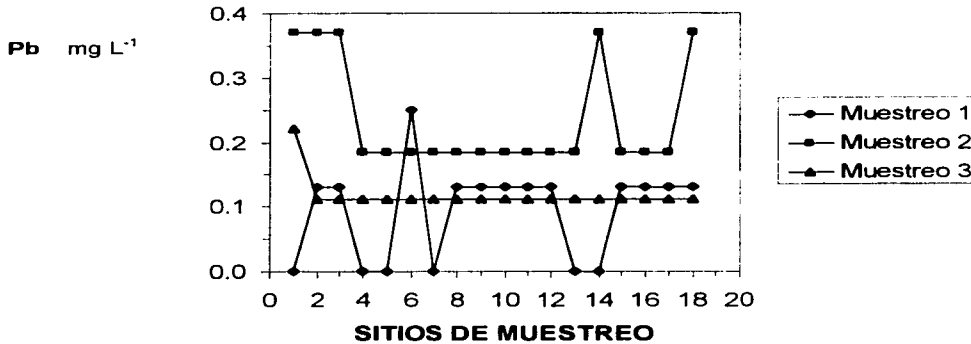


Figura 13. Comportamiento de plomo soluble en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo, Edo. de Puebla

Cuando se comparan los valores de plomo soluble obtenidos en los distintos sitios y muestreos de la presa Valsequillo, éstos son muy inferiores a los  $5.0 \text{ mg L}^{-1}$ , que es el valor máximo tolerable por la NOM-CCA-030-ECOL/93 para agua residual con fines agrícolas. Sin embargo, los valores de Pb de la presa Valsequillo son más altos que los reportados por Mendoza (1981) para agua residual con fines de riego en Tlahuelilpan, Edo. de Hidalgo, que menciona cantidades promedio de  $0.014 \text{ mg L}^{-1}$ . Los valores promedios de plomo obtenidos en este trabajo son semejantes a los detectados por Mendoza (1981) en agua residual del Gran Canal del Desagüe y Tlamaco Atitalaquia, Edo. de Hgo. que detectó valores promedio de  $0.1712$  y  $0.218 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente. De acuerdo con Herbert *et al.* (1993), el Pb es un elemento acumulable en el medio ambiente y sobre todo en el suelo, por lo cual debe tomarse en cuenta aunque se detecte en bajas concentraciones en el agua, ya que existe un riesgo de acumulación, el cual debe considerarse, sobre todo cuando se cultivan hortalizas, como es el caso de Tecamachalco. Las cantidades de plomo detectadas en el agua en esta investigación, son semejantes a las obtenidas por Siebe (1994) en agua de riego del DDR

063 en el Edo. de Hgo., en el que reporta concentraciones del orden de 0.08, 0.10, 0.08 y 0.15 mg L<sup>-1</sup> para muestras colectadas en el canal Requena, Tlamaco-Juandhó, Atotonilco y El Salto-Tlamaco, Edo. de Hgo. También, los valores obtenidos en esta investigación coinciden con los reportados por la CNA-IMTA y BGS (1995), en el agua residual que se emplea para riego en el DDR 063, que han reportado 0.300, 0.202, 0.188 y 0.364 mg L<sup>-1</sup> para el río Salado, río Tula, la subestación de la Comisión Federal de Electricidad (CFE) y la Refinería de Tula, Edo. de Hgo.

Al llegar al suelo el Pb soluble por medio del agua residual, tiende a precipitarse, dependiendo del potencial de polarización del Pb<sup>2+</sup>, y cuando este potencial es alto, favorece la formación de complejos estables de Pb con los aniones polarizables como son: CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup>, BO<sub>3</sub><sup>-</sup> y PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> entre otros aniones, quedando pequeñas cantidades de Pb disponible. Tanto en el agua como en el suelo, la porción de Pb que no se encuentra en forma soluble se precipita; en el caso de los cuerpos de agua, la precipitación ocurre en los sedimentos formando compuestos con poca solubilidad con los aniones de mayor tamaño y alto potencial de polarización, como son: PbCl<sub>2</sub>, PbCO<sub>3</sub>, Pb(OH)<sub>2</sub>, compuestos sulfurados, que dan lugar a complejos con ácidos orgánicos, aminoácidos y coloides en general. En el caso del suelo, si éste es de reacción alcalina, la mayor parte del Pb tiende a formar compuestos principalmente con los carbonatos (PbCO<sub>3</sub>), (PbSO<sub>4</sub>), con la materia orgánica y las arcillas (Whilfield *et al.* 1981; Herbert *et al.* 1993; Adriano, 1992). De esta forma, los efectos del Pb, tanto en el medio acuático como en el suelo son mínimos, mientras prevalezcan condiciones de alcalinidad e inclusive cuando el pH es neutro, los efectos de los metales pesados como el Pb prácticamente son nulos, ya que la liberación del elemento únicamente ocurrirá con rangos de pH muy ácidos o muy alcalinos, con valores por arriba de 9.5, lo cual en medios acuáticos, como en la presa Valsequillo no es posible, mucho menos en los suelos de Tecamachalco, donde el pH es de reacción alcalina, favorecidos además por el origen del material parental y por el clima seco que prevalece en

la región que contribuye con las condiciones de alcalinidad de los suelos.

Otra de las causas por las que los metales pesados solubles como el Pb se encuentran en concentraciones relativamente bajas en el agua que se emplea para riego en Tecamachalco, es el recorrido que estas aguas realizan por el río Atoyac, prácticamente desde San Martín Texmelucan y Puebla hasta Tecamachalco, donde según Méndez *et al.* (1995), la mayor concentración del Pb se ha estado depositando en los sedimentos del río, ya que estos autores han detectado hasta 86.363 mg L<sup>-1</sup> en el trayecto del río Atoyac de San Martín Texmelucan a la Ciudad de Puebla. Además, como el agua se almacena temporalmente en la presa Valsequillo, la depositación y acumulación de los metales continúa de tal manera que, únicamente se detectan bajas concentraciones en el agua de los canales de riego.

El comportamiento del Pb que se integra al suelo, sea de origen antropogénico o natural, se relaciona con su retención principalmente en compuestos que contienen azufre, fósforo y nitrógeno, además de la reacción natural que se presenta con los aniones de alta fuerza iónica ya discutidos con anterioridad, como los CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>2-</sup> y Cl<sup>-</sup> entre otros, sin olvidar el Pb que se acumula en los coloides del suelo en general.

### 10.1.2.2 CROMO

	1ER. MUESTREO			2DO. MUESTREO			3ER. MUESTREO			PROM. GRAL.
	Mín.	Máx.	Prom.	Mín.	Máx.	Prom.	Mín.	Máx.	Prom.	
Pb mg L <sup>-1</sup>	0.014	0.014	0.014	0.000	0.019	0.016	0.019	0.019	0.019	0.016
% de variación	0			36.3803			0			

Cuadro 6. Compendio de los datos obtenidos de cromo en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo, Edo. de Puebla.

Los valores que aparecen en el Cuadro 6, revelan una homogeneidad del Cr en el agua de la presa Valsequillo, excepto en el segundo muestreo, aunque los valores promedio en ambos muestreos son muy semejantes. El análisis de varianza (P < 0.01) indica que,



respecto al Cr por sitio, no existen diferencias significativas (Tabla 1). En cuanto a muestreos, el análisis de rango múltiple de Tukey ( $P < 0.01$ ) muestra la existencia de diferencias significativas, siendo las mayores entre los muestreos 1 y 3, ya que el segundo es semejante al primero y al tercero (Anexo IX).

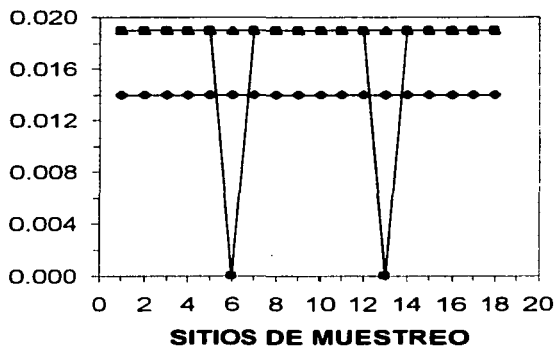
Las tendencias respecto al comportamiento del Cr a lo largo del estudio, fue muy homogéneo en los tres muestreos, a excepción de los sitios 6 y 13 del segundo, en el que el Cr no se detectó (Figura 14). Al comparar las concentraciones de Cr en los distintos muestreos, sobresalen los dos últimos, donde las cantidades fueron ligeramente más altas.

Cuando se comparan los valores de cromo en esta investigación, éstos al igual que el plomo en ambos sitios y muestreos, están muy por debajo de los límites máximos permisibles por la NOM-CCA-030-ECOL/93, que tolera hasta  $0.10 \text{ mg L}^{-1}$ . Las concentraciones de Cr soluble de la presa Valsequillo, únicamente son comparables a los valores reportados por Méndez *et al.* (1995) y Palacios *et al.* (1995) en la zona lacustrina de Xochimilco, D.F. Dichos autores han detectado valores promedio de hasta  $0.0188$  y  $0.0377 \text{ mg L}^{-1}$  para el embarcadero y la llegada del agua de la planta de tratamiento del Cerro de la Estrella. Cabe destacar, que los valores comparados corresponden a la época de lluvias, donde la concentración de metales pesados disminuye por el aporte del agua de lluvia.

El problema del Cr tanto en el agua como en los organismos radica en que, se trata de un elemento muy tóxico, sobretodo el  $\text{Cr}^{6+}$ , por su alta solubilidad y fácil penetración celular; mientras que el  $\text{Cr}^{3+}$  es poco soluble, dificultando con ello su ingreso a las células (Rosas *et al.* 1983); En el suelo, este último ión es mucho menos móvil, a pH arriba de 6.0, se forman principalmente cromatos. Se ha estudiado la movilidad del  $\text{Cr}^{3+}$  en suelos donde se han aplicado sedimentos de aguas residuales por más de 20 años conteniendo cantidades considerables de cromo, encontrándose que la movilidad de este elemento no fue significativa abajo de la profundidad a la que se aplicó el sedimento, reflejándose además, una baja solubilidad y disponibilidad para las plantas, detectándose en cantidades

muy bajas.

Cr mg L<sup>-1</sup>



TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Figura 14. Comportamiento de cromo soluble en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo, Edo. de Puebla.

Sin embargo, en plantas que han crecido sobre residuos de minas con cromatos, donde predomina el Cr<sup>6+</sup> se han detectado toxicidades por este elemento. En los medios acuáticos, se encuentra el Cr formando complejos con hidróxidos, carbonatos, sulfatos, fosfatos y coloides en cantidades considerables, principalmente con los hidróxidos, con los que frecuencia se presenta en el orden de 1 a 1.5 mg L<sup>-1</sup> (Riley and Chester, 1971). Al igual que el Pb, el Cr que se encuentra en el agua residual, bajo ciertas condiciones de pH y potencial redox, tiende a precipitarse en los sedimentos de los ríos, presas y lagunas, como ha ocurrido en las lagunas costeras del Golfo de México.

La presencia de Cr en el agua, aunque sea en bajas concentraciones, como en la presa Valsequillo, es de suma importancia, ya que de ésta se obtienen varias especies de peces para consumo humano, donde lo más probable es que el Cr se encuentre presente, ya que son organismos filtradores y cuando viven en aguas que contienen metales pesados, éstos se acumulan en varios órganos filtradores e inclusive en músculo.

Otros trabajos que se han realizado en el Golfo de México, han confirmado la

acumulación de Cr en los tejidos animales de organismos que habitan lugares contaminados por efecto de aguas residuales. Entre estos trabajos están los realizados por Ponce (1988), quien detectó un promedio de hasta  $6.7 \mu\text{g g}^{-1}$  de Pb en Crassostrea virginica en la Laguna de Términos, Cam. Entre otros trabajos está el de Rosas et al. (1983) en la Laguna del Carmen en Tabasco, Laguna de Atasta en Cam. y Laguna de Mandinga en Ver. donde obtuvieron hasta 4.60, 3.77 y  $2.24 \mu\text{g g}^{-1}$  de Cr para la misma especie. Hicks (1976), encontró un valor promedio de Cr de  $4.02 \mu\text{g g}^{-1}$  de Pb para C. virginica. En ambas investigaciones, los autores coinciden en que las altas concentraciones de Cr en esta especie se deben fundamentalmente, a que estas lagunas reciben constantemente aportes de aguas residuales mediante los ríos que las alimentan, los cuales pasan por ciudades importantes como Veracruz, Minatitlán, Coatzacoalcos, etc. que en los últimos años han desarrollado un grado de industrialización considerable, además de que se trata de un organismo filtrador.

### 10.1.2.3 COBALTO

	1ER. MUESTREO			2DO. MUESTREO			3ER. MUESTREO			PROM. GRAL.
	Mín.	Máx.	Prom.	Mín.	Máx.	Prom.	Mín.	Máx.	Prom.	
Co $\text{mg L}^{-1}$	0.036	0.107	0.063	0.033	0.167	0.083	0.038	0.152	0.082	0.076
% de variación	30.5372			41.6281			42.6253			

Cuadro 7. Compendio de los datos obtenidos de cobalto en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo, Edo. de Puebla.

Los resultados que aparecen en el Cuadro 7 indican que, los valores de cobalto entre los muestreos presentan una variación semejante, además de que los valores promedio de los muestreos son muy similares; lo mismo ocurrió con las tendencias mínimas y máximas en los tres muestreos. El análisis de varianza y el de rango múltiple de Tukey ( $P < 0.01$ ) mostraron que, no existen efectos de sitio, ni de muestreo, ya que los valores promedio de cobalto correspondientes a los muestreos 1, 2 y 3 son

estadísticamente iguales (Tabla 1, Anexo X).



Figura 15. Comportamiento de cobalto soluble en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo, Edo. de Puebla.

Las fluctuaciones de los valores descritos en el Cuadro 6 y Figura 15, son muy semejantes, sobre todo los muestreos 2 y 3, donde las diferencias fueron mínimas, mientras que, en el primero las diferencias fueron mayores, siendo el valor más alto de 0.107 (sitio 5), contra 0.167 y 0.152 mg L<sup>-1</sup> para los sitios 14 y 15 de los muestreos 2 y 3, respectivamente. Estas diferencias se aprecian con más claridad en la Figura 15, donde se observa que, el comportamiento del elemento entre sitios es muy heterogéneo, a diferencia de lo que muestran los valores máximos y mínimos, que son muy semejantes en los tres muestreos. Los valores más altos de Co se presentaron en el segundo muestreo, mientras que los valores más bajos estuvieron en el primero, en los sitios 1, 2, 7, 9 y 14. La presencia de este elemento en aguas residuales con fines agrícolas no se sanciona por ningún organismo internacional, ni por las Normas Oficiales Mexicanas, a excepción de la URSS que tolera hasta 0.100 mg L<sup>-1</sup> para agua potable. De esta manera, los valores promedio obtenidos en los muestreos 1, 2 y 3 que fueron de 0.0633, 0.083 y 0.082 mg L<sup>-1</sup>, son muy inferiores a los 44.00 mg L<sup>-1</sup> de Co soluble que reportó Maya y Hansen (1995) para el Lago

de Chapala. También, son inferiores a los que reporta Mendoza (1981), (0.100 y 0.150 mg L<sup>-1</sup>) para agua residual de los canales de riego Tlamaco-Atitalaquia y Tlahuelilpan en el Valle del Mezquital, Estado de Hidalgo. Cabe aclarar que, en algunos sitios de los muestreos 2 y 3, las concentraciones de Co en la presa Valsequillo superaron a los valores reportados por Mendoza (1981) para los canales antes mencionados. Al respecto, sobresalen los últimos sitios de muestreo, que presentaron hasta 0.167 y 0.152 mg L<sup>-1</sup> para los sitios 14 y 15 de los muestreos 2 y 3. En los últimos años, el agua residual de algunas zonas de la Ciudad de México, ha recibido cierto tratamiento, por lo que los niveles de metales pesados han disminuido, como es el caso del cobalto. Palacios *et al.* (1995), han reportado valores promedio que fluctúan de 0.0172 a 0.0517 mg L<sup>-1</sup> para los Canales de la Zona Lacustre de Xochimilco, cuyas aguas provienen de las plantas de tratamiento del Cerro de la Estrella y San Luis Tlatilco, de las Delegaciones Iztapalapa y Tláhuac. La disminución de metales pesados como el Co en esta zona, además del tratamiento que se les da a las aguas, probablemente se debe a que éstas provienen de la zona oriente de la Ciudad de México, donde el nivel de industrialización es más bajo, comparado con la zona norte y ésta última, junto con las zonas industriales de Vallejo, Naucalpan, Tlalnepantla, Cuautitlán, Xalostoc y Ecatepec, entre otras, son las de mayor industrialización de la ZMCM.

La concentración de Co en el hombre es extremadamente baja, en los adultos éstas fluctúan entre 2 y 5 mg de vitamina B<sub>12</sub>, siendo éstas cantidades muy bajas. De esta manera, el cobalto en el agua en bajas concentraciones no debe ser problema, porque al llegar al organismo por la ruta agua-planta-alimento no se absorbe a nivel intestino, ya sea como vitamina B<sub>12</sub> o Co inorgánico, donde este último interacciona con el Fe (II) y el Mn (II), por lo que hay una cierta competencia entre la absorción de Co (II) con la del Fe (II) y Mn (II). Mientras el Co se presente en la vitamina B<sub>12</sub>, parece no entrar en competencia con ningún otro elemento, ya que su absorción depende fundamentalmente de una proteína especializada llamada "Factor extrínseco", para su utilización en varias estructuras como la

médula ósea, donde participa en la síntesis de los glóbulos rojos. Se le ha relacionado indirectamente a través de otras proteínas (cobalamina) con los iones de Ca (II) para su correcto funcionamiento. La cobalamina o vitamina B<sub>12</sub>, es la única vitamina sintetizada por microorganismos y su almacenamiento se limita al hígado. En el hombre, esta vitamina puede sintetizarse en el intestino en muy bajas concentraciones, ya que la mayor parte se incorpora mediante la carne de rumiantes. De cualquier forma, los requerimientos de vitamina B<sub>12</sub> son mínimos (Baran, 1995).

#### 10.1.2.4 NIQUEL

	1ER. MUESTREO			2DO. MUESTREO			3ER. MUESTREO			PROM. GRAL.
	Mín.	Máx.	Prom.	Mín.	Máx.	Prom.	Mín.	Máx.	Prom.	
Ni mg L <sup>-1</sup>	0.027	0.109	0.066	0.067	0.133	0.078	0.056	0.139	0.087	0.077
% de variación	28.6073			25.1345			24.8724			

Cuadro 8. Compendio de los datos obtenidos de níquel en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo, Edo. de Puebla.

Los valores de Ni que se muestran en el Cuadro 8 revelan una variación semejante en los tres muestreos, sobre todo en el segundo y tercero, donde los coeficientes de variación son muy parecidos. El análisis de varianza ( $P < 0.01$ ) mostró que el efecto de sitio no fue significativo, porque todos los sitios presentan valores promedio de Ni estadísticamente iguales. Por otra parte, el análisis de varianza ( $P < 0.01$ ) respecto a muestreos, indicó que hay diferencias significativas, entre el primero y el tercero, mientras que el segundo, tiene semejanzas con estos dos (Anexo XI).

Los valores promedio por muestreo, se muestran en el cuadro 8 y gráficamente se presentan en la Figura 16, indicando que, las mayores concentraciones de Ni se presentaron en el tercer muestreo (0.087 mg L<sup>-1</sup>), mientras que el valor más bajo se detectó en el primero (0.066 mg L<sup>-1</sup>), el segundo muestreo fue intermedio. En la Figura 16 se observa que, existe una variación similar en los tres muestreos. La heterogeneidad de

resultados fue mayor en el primer muestreo, donde los sitios 3 y 6 presentaron el valor más bajo y el más alto. El muestreo 3, presenta una heterogeneidad semejante al segundo, sólo que los valores fueron más altos, pero el comportamiento del Ni fue constante, a excepción de los sitios 1, 5, 7, 9 y 13 donde las concentraciones fueron muy contrastantes.



Figura 16. Comportamiento de níquel soluble en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo, Edo. de Puebla.

Tomando en cuenta el CE-CCA-001/89 y la NTE-CCA-032/91, las concentraciones de Ni soluble detectadas en el agua de la presa durante todo el año, se encuentran por arriba de los límites que establecen estas normatividades, que son de 0.02, 0.05 y 0.05 mg L<sup>-1</sup> y únicamente están dentro de las concentraciones que establece la NOM-CCA-032-ECOL/93, cuyo límite es de 0.20 mg L<sup>-1</sup>.

Las concentraciones de Ni en el medio ambiente son preocupables, aunque existen pocas evidencias de su esencialidad en los seres vivos, sus requerimientos son mínimos (Morvedt *et al.* 1983). De acuerdo con Baran (1995), a finales de la década de los sesenta se estableció que, el Ni era un elemento esencial para diferentes sistemas bacterianos. A partir de dichos acontecimientos, se produjeron grandes avances en este campo, siendo el Ni uno de los elementos traza más estudiados en microorganismos como las bacterias. Hasta la

fecha, se conocen cinco tipos de enzimas diferentes que contienen Ni en su molécula como son: la ureasa, hidrogenasa, metil-CoM reductasa, acetil CoA sintetasa y Co-deshidrogenasa.

Las estructuras de los sitios de Ni y sus funciones catalíticas se han estudiado en el metabolismo de las bacterias anaerobias, por ejemplo, en las llamadas bacterias metanogénicas, que pueden crecer en presencia de H<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub> con sistemas altamente especializados, siendo los únicos organismos capaces de producir metano como producto final de su metabolismo.

Después de analizar el comportamiento del Ni en el agua residual de la presa, respecto a los límites establecidos por las normatividades mexicanas y su esencialidad en los seres vivos, sobre todo en los organismos inferiores (bacterias), de acuerdo con la US-EPA (1987), el Ni es una sustancia peligrosa, carcinogénica y no biodegradable, aunque no es bioacumulable. La presencia de este elemento en cantidades superiores a las tolerables con fines agrícolas es de cuidado, principalmente porque las cantidades obtenidas en este trabajo son comparables a las reportadas por Mendoza (1981) y Palacios *et al.* (1995) en agua residual que se utiliza con fines agrícolas en el Valle del Mezquital y en la zona chinampera de Xochimilco, donde se han detectado valores promedio de 0.10 a 0.19 y de 0.0709 a 0.1418 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente.

Los valores de Ni que se obtuvieron en esta investigación, únicamente son inferiores a los reportados por Hansen (1992) para el Lago de Chapala, mencionando 59 mg L<sup>-1</sup> de Ni para estas aguas que se han estado acumulando durante varios años. Estos valores se deben probablemente, a su acumulación durante varios años, mientras que en el caso de la zona de estudio, el agua de la presa se utiliza para riego, por lo que la acumulación del agua por años no es muy real.



## 10.1.2.5 CADMIO

	1ER. MUESTREO			2DO. MUESTREO			3ER. MUESTREO			PROM. GRAL.
	Mín.	Máx.	Prom.	Mín.	Máx.	Prom.	Mín.	Máx.	Prom.	
Cd mg L <sup>-1</sup>	0.010	0.031	0.012	0.011	0.032	0.016	0.008	0.011	0.046	0.025
% de variación	42.111			41.0311			31.6351			

Cuadro 9. Compendio de los datos obtenidos de cadmio en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo, Edo. de Puebla.

En el Cuadro 9 aparecen las variaciones de Cd en los tres muestreos, donde se puede apreciar que los valores promedio del primero y segundo son muy semejantes, mientras que el valor promedio del tercer muestreo difiere de los muestreos 1 y 2. El análisis de varianza ( $P < 0.01$ ) indicó que, respecto a sitios no se presentaron efectos estadísticamente significativos, por lo que todos los valores promedio de Cd fueron estadísticamente iguales (Tabla 1). Mientras el análisis de rango múltiple de Tukey ( $P < 0.01$ ), mostró efectos significativos de muestreo, siendo las mayores diferencias entre el segundo y el tercero, ya que los valores promedio de Cd de estos muestreos son estadísticamente distintos, mientras que el valor promedio del primero es semejante al del muestreo 2 y 3 (Anexo XII). Como se puede observar en la Tabla 1 que aparece en los anexos y en el Cuadro 9, aparentemente en los resultados obtenidos tanto por sitio como muestreo no existe gran diferencia. Sin embargo, en la Figura 17 sobresale que, en el primer muestreo, a excepción de los sitios 1, 2, 3, 11, 13 y 15 los resultados son idénticos, mientras que en el segundo, los valores fueron muy heterogéneos detectándose hasta  $0.032 \text{ mg L}^{-1}$  que fue el valor más alto de Cd detectado en la presa. El tercer muestreo fue el más homogéneo, obteniéndose los valores más bajos durante todo el estudio (Figura 17). Al comparar los resultados de Cd, con los valores permisibles para aguas residuales con fines agrícolas, aquéllas se exceden, o se encuentran en los límites de los rangos permisibles por las Normas Oficiales Mexicanas, ya que tanto la NTE-CCA-032/91 y la NOM-

CCA-032-ECOL/93 toleran hasta  $0.01 \text{ mg L}^{-1}$ . Este límite se observa en los muestreos 1 y 2, pero particularmente en el segundo muestreo, donde se detectaron hasta  $0.032 \text{ mg L}^{-1}$ , contra los  $0.01 \text{ mg L}^{-1}$  recomendadas por las Normas Oficiales Mexicanas. Una de las causas de las altas concentraciones detectadas de Cd en el agua de la presa Valsequillo, particularmente en los sitios 1, 3, 4, 6, 8 y 12 de los muestreos uno y dos es que, además del agua de origen industrial y los escurrimientos de las partes altas de la Sierra Nevada, es la afluencia continúa del tráfico de lanchas que realizan recorridos turísticos durante la semana, y especialmente los fines de semana, además de las lanchas particulares, que con regularidad realizan actividades deportivas. A estas causas, se unen los deslaves comunes que sufren las laderas y los terrenos de cultivo, cuyos escurrimientos aportan metales pesados como el Cd, que provienen de los agroquímicos, como fertilizantes fosfatados y pesticidas que se usan sin control a lo largo del recorrido del río Atoyac y la presa Valsequillo.

Las cantidades de cadmio en el agua de la presa Valsequillo, sobre todo en los primeros muestreos, son muy superiores a las reportadas por Moreno *et al.* (1996) y Siebe (1994) quienes mencionan valores de 0.008, 0.005, 0.003, 0.006, 0.003,  $0.003 \text{ mg L}^{-1}$  y de 0.00, 0.005, 0.005 y  $0.006 \text{ mg L}^{-1}$  para los canales de Texhuilo, Club España, Japón, Toro, Tlilac y Fernando Celada en la zona lacustre de Xochimilco, respectivamente, y los canales de riego Requena, Tlamaco-Juandhó, Atotonilco y El Salto-Tlamaco en el valle del Mezquital.

Las cantidades de Cd del primero y segundo muestreo únicamente coinciden con los valores reportados por Mendoza (1981), que menciona valores del orden de 0.0276, 0.0300 y  $0.0300 \text{ mg L}^{-1}$  para el agua del Gran Canal de Desagüe de la Ciudad de México y los canales de riego Tlamaco-Atitalaquía y Tlahuelilpan en el Valle del Mezquital, Hgo. También están dentro de los reportados por Sánchez (1985) y Flores (1993), quienes reportaron valores promedio de 0.030 y  $0.030 \text{ mg L}^{-1}$  en las aguas residuales de la ZMCM, y el río de las Avenidas de la Ciudad de Pachuca, respectivamente.



Figura 17. Comportamiento de cadmio soluble en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo, Edo. de Puebla.

El Cd es un metal acumulable tanto en los sedimentos como en la flora y fauna. Alvarez *et al.* (1986), Botello y Páez (1986), Ponce (1988) y Rosas *et al.* (1983), han reportado concentraciones medias en sedimentos de 1.64, 1.64, 1.39 y 0.10  $\mu\text{g g}^{-1}$  para el río Blanco (Veracruz), río Coatzacoalcos (Veracruz), laguna de Términos (Campeche), laguna del Carmen (Tabasco) y laguna de Tampamachoco (Veracruz). Como se puede observar en los valores mencionados, la capacidad de acumulación del elemento es grande, tanto en sedimentos acuáticos como en la fauna, sobre todo en aquellos organismos, cuya alimentación es a base de la filtración del agua, donde los metales pesados como el Cd, son un peligro latente, afectando directamente a los consumidores, en los que clínicamente se ha demostrado ser un elemento mortal. Galvão and Corey (1987a) y Baran (1995), mencionan que este elemento sustituye al calcio en los huesos haciéndolos quebradizos, deformándolos exageradamente y originando un debilitamiento general; además de los efectos que se demostraron en ciertas poblaciones asiáticas que consumieron arroz, regado con aguas contaminadas con Cd, enfermedad conocida como "itai-itai" y a partir de entonces, el Cd ha sido considerado, junto con el mercurio y el arsénico, como los más

tóxicos. Según Dufus (1983), la ingestión de alimentos y bebidas contaminadas por Cd, puede causar trastornos gastrointestinales, náuseas, vómito, dolor abdominal, tos, fiebre y en casos severos la muerte. En ocasiones, induce anomalías cromosómicas y efectos carcinogénicos en pulmones. Aunque las concentraciones del metal en esta investigación, no son muy altas, como ocurre en las lagunas costeras, sí rebasan en la mayoría de los sitios los niveles permisibles para aguas residuales con fines agrícolas. La presa Valsequillo, por seguridad debe ser monitoreada continuamente y evaluar las concentraciones de Cd, tanto en los sedimentos del río Atoyac, como en la flora y fauna acuática, ya que según las Normas Oficiales Mexicanas, el contenido de Cd en estas aguas limita su uso en la agricultura. Si se limita su uso con fines agrícolas, debe restringirse y utilizarse únicamente con propósitos recreativos, como señala la SARH (1980). También podría utilizarse en la ganadería, ya que con base en la experimentación realizada, se ha encontrado que el ganado puede consumir ciertas aguas residuales con contenidos de sales y otras sustancias tóxicas superiores a las tolerables por el hombre, por lo que el agua puede utilizarse en el abrevadero, y cubrir la demanda de agua para los distintos usos dentro de las instalaciones de una granja como el baño, sobre todo en zonas áridas, en las que la escasez de agua de buena calidad es común.

## **10.2 ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE SUELOS**

### **10.2.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y QUÍMICAS**

#### **10.2.1.1 COLOR**

La mayoría de los suelos de la zona de estudio, en sus dos profundidades (0-30 y 30-60 cm), presentan colores en seco de tipo 10 YR5/2 (Tabla 2), que corresponden a un color grisáceo que, de acuerdo con Buckman y Brady (1977) y Baver *et al.* (1972), estos colores son característicos de suelos pobres en materia orgánica como ocurre en los sitios 4 y 14. Sin embargo, existen aunque en menor cantidad, colores 10 YR2/2 que corresponden a café muy oscuro. El color en esta área está dado por la presencia de cantidades mayores de materia orgánica. También existen suelos más claros, muy pobres en materia orgánica que se clasifican como 10 YR5/3 y corresponden a colores pardos, lo cual, de acuerdo con Buckman y Brady (1977), son característicos de suelos arenosos con muy poca materia orgánica, principalmente los sitios 2, 12 y 14. Por otro lado, los colores en húmedo dominantes son del tipo 10 YR2/2, que corresponde a colores muy oscuros; habiendo también sitios donde los colores son de tipo 10 YR2/1, es decir, suelos negros donde los contenidos de materia orgánica y arcilla son considerables (sitios 11, 5, 6 y 1). En estos últimos sitios, el riego con agua residual es continuo, ya que los canales de riego están muy cercanos a los sitios de muestreo mencionados. En estos sitios, donde el uso del agua residual para riego es más frecuente, se refleja en los colores más oscuros, lo cual no ocurre en los sitios más alejados de los canales de riego. En el sitio testigo (14), donde el riego es continuo con agua de pozo, los efectos del riego y las altas evapotranspiraciones originan ciertos problemas de salinidad, que se reflejan en la reciente formación de costras.

#### **10.2.1.2 DENSIDAD APARENTE, DENSIDAD REAL Y TEXTURA**

La densidad de los suelos, tanto aparente como real, fluctuaron de 0.91 a 1.28 g cm<sup>-1</sup> y de 1.54 a 2.39 g cm<sup>-3</sup> para las profundidades de 0-30 y 30-60 cm, respectivamente (Tabla 2).

Estas densidades de acuerdo con Buckman y Brady (1977), corresponden a suelos arenosos con una alta permeabilidad y una baja retención de humedad, lo cual coincide con las texturas, donde los porcentajes de arena son elevados, seguidos por los limos y cantidades de arcilla muy baja, clasificándose texturalmente la mayoría de los sitios como migajón-arenoso, arena-migajosa y, raramente, migajón-limoso (Tabla 2). Como se observa en la Figura 18, los contenidos de arcilla son muy homogéneos en las dos profundidades, mientras que los limos son más heterogéneos.



TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Figura 18. Comportamiento de limo y arcilla en algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

### 10.2.1.3 pH

	Prof.	MIN.	MAX.	PROM.	% de variación
pH	0-30 cm	7.8	8.5	8.1	2.7205
	30-60cm	7.8	8.4	8.2	2.0396

Cuadro 10. Compendio de los datos de pH de algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

Como se puede observar en el Cuadro 10, los valores mínimos, máximos y promedios

obtenidos de pH en el suelo en las dos profundidades son muy homogéneos. Esta característica se observa además en la Figura 19, donde la homogeneidad prevalece en las profundidades 0-30 y 30-60 cm. Sin embargo, el análisis de varianza ( $P < 0.01$ ) (Tabla 7), revela efecto significativo de sitios. Las mayores diferencias estadísticas están entre el sitio 6 y 13; mientras que los sitios 9, 5, 10, 14, 4, 7, 1, 2, 3, 11 y 12 son estadísticamente iguales y, a la vez, presentan semejanzas con los demás sitios (Anexo XIII).

Desde el punto de vista químico, de acuerdo con los valores que aparecen en el Cuadro 10 y en la Tabla 2 de los anexos, la mayoría de los datos registrados para las dos profundidades de acuerdo con Jones and Wolf (1984), corresponden a pH que van de alcalinos a fuertemente alcalinos, mientras que los valores promedio (8.1 y 8.21) para las dos profundidades 0-30 y 30-60 cm, de acuerdo con Moreno (1978), corresponden a suelos fuertemente alcalinos.

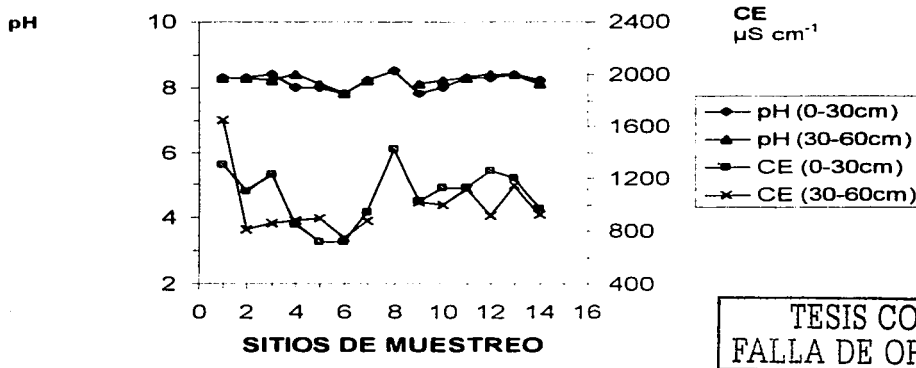


Figura 19. Comportamiento del pH y la conductividad eléctrica en algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

De acuerdo con Bohn *et al.* (1993), estos valores de pH están lejos de la neutralidad clasificándose como alcalinos, lo cual concuerda con INEGI (1987) y Applegate *et al.* (1984),

quienes mencionan que los suelos de Tecamachalco son de origen calcáreo, por lo cual su pH tiende a la alcalinidad. Uno de los objetivos de esta investigación es evaluar el impacto de los metales pesados en los suelos agrícolas por el uso del agua residual. El pH ha estado contribuyendo en gran medida, con la no disponibilidad de los metales pesados, posiblemente a través de precipitación en las formas de carbonatos, fosfatos y sulfatos. Bohn *et al.* 1993; Morvedt *et al.* 1983; Alloway, 1990 se refieren a la formación de este tipo de complejos en suelos agrícolas, aunque estos autores mencionan que, es más común en suelos con pH más alcalinos que los detectados en Tecamachalco. De acuerdo con Salisbury (1978), el pH es uno de los parámetros que regula la disponibilidad de la mayoría de los nutrimentos en el suelo, principalmente de los micronutrimentos, incluyendo los metales pesados. Según Morvedt *et al.* (1983), los suelos alcalinos sufren con frecuencia deficiencias de Fe, Cu, Mn y Zn, aunque también se encuentran ciertas toxicidades por Mo y B entre otros micronutrimentos. Se considera importante señalar que el origen calcáreo de los suelos de la zona de estudio favorece la no biodisponibilidad de los metales pesados, incluyendo a los micronutrimentos. Sin embargo, el riego continuo con aguas de mala calidad, puede originar problemas de salinidad y alcalinidad, como de hecho se están presentando en algunos sitios, donde se registraron valores de pH de 8.5.

#### 10.2.1.4 CONDUCTIVIDAD ELECTRICA (CE)

	Prof.	MIN.	MAX.	PROM.	% de variación
CE	0-30 cm	720	1420	1070	19.8104
$\mu\text{S cm}^{-1}$	30-60cm	740	1650	984	23.4164

Cuadro 11. Compendio de los datos de CE de algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

El Cuadro 11 muestra los valores máximos, mínimos y promedios de CE obtenidos en las profundidades 0-30 y 36-60 cm. Estos valores indican que, aparentemente no existe gran diferencia. Al analizar la Tabla 3 y Figura 20, hay valores ligeramente más altos en la primera



capa, lo cual muestra cierta acumulación de sales superficialmente. Sin embargo, el análisis de varianza indica que, respecto a profundidad no existen efectos significativos ( $P < 0.01$ ) debido a que, la variación en las dos profundidades fue muy semejante. Mientras que, respecto a sitios, el análisis de varianza ( $P < 0.01$ ) muestra efectos significativos, habiendo las mayores diferencias entre el sitio 6 y 1; los sitios 5, 4, 7, 14, 2, 9, 3, 10, 12, 11, 13 y 8 son estadísticamente iguales y, a la vez, tienen semejanzas con los demás sitios (Anexo XIII).

Aunque los resultados obtenidos de CE indican cierta variabilidad (Cuadro 11), estos valores incluyendo los promedios en las dos profundidades, de acuerdo con Richards (2001), corresponden a suelos sin problemas de salinidad, ya que las conductividades son inferiores a  $2000 \mu\text{S cm}^{-1}$ . De acuerdo con el autor mencionado, únicamente se podría afectar el rendimiento de cultivos sensibles a la salinidad. Los valores más altos de este parámetro se detectaron en los sitios 1, 8, 12, 3 y 13 con valores de 1650, 1420, 1260, 1230 y  $1200 \mu\text{S cm}^{-1}$ , respectivamente. Al observar la Figura 2, estos sitios se ubican en lugares muy distantes entre sí y, corresponden de acuerdo con INEGI (1987), a suelos de tipo Vertisol y Xerosol que son los más susceptibles de salinizarse por su mayor cantidad de arcilla y baja permeabilidad (Buckman y Brady 1977).

Sin embargo, se considera el valor promedio de CE ( $1070 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) en la profundidad 0-30 cm, los ligeros problemas de salinidad en los sitios ya mencionados, se ven disminuidos al promediarse con los sitios que registraron los menores valores, el valor promedio se manejó únicamente para dar una idea general de la zona de estudio. En el caso del sitio testigo (sitio 14), aunque el agua de riego no es residual, los ligeros problemas de salinidad, se deben al tipo de agricultura intensiva que se practica en la parcela.

10.2.1.5 CATIONES ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$ )

		Prof.	MIN.	MAX.	PROM.	% de variación
$\text{Ca}^{2+}$	cmol $\text{kg}^{-1}$	0-30 cm	10.00	27.00	17.46	31.7712
		30-60cm	9.00	30.50	19.24	38.3019
$\text{Mg}^{2+}$	cmol $\text{kg}^{-1}$	0-30 cm	1.50	13.50	6.50	54.4764
		30-60cm	1.50	11.50	6.34	48.6091
$\text{Na}^+$	cmol $\text{kg}^{-1}$	0-30 cm	0.56	1.82	0.95	42.2008
		30-60cm	0.56	2.82	1.11	55.3285
$\text{K}^+$	cmol $\text{kg}^{-1}$	0-30 cm	0.37	2.19	0.94	50.8194
		30-60cm	0.42	1.81	0.89	48.8115

Cuadro 12. Compendio de los datos de los cationes de algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

**Calcio:** el Cuadro 12 indica que, los valores obtenidos de este catión en las dos profundidades presentan la misma variación; los valores promedio en las dos profundidades son similares, lo cual se confirma estadísticamente, ya que el análisis de varianza ( $P < 0.01$ ) revela que, no existen efectos significativos respecto al contenido de calcio intercambiable en las profundidades 0-30 y 30-60 cm (Tabla 7). Mientras que el mismo tipo de análisis muestra que, respecto a sitios, si hay efectos significativos. El análisis de rango múltiple de Tukey ( $P < 0.01$ ) señala que las mayores diferencias estuvieron entre los sitios 2, 12 y 14 con los sitios 11 y 15. Los sitios 8, 10, 7, 9, 4, 1, 6 y 3 son estadísticamente iguales, y a la vez, presentan semejanzas con los demás sitios (Anexo XIV).

El comportamiento del  $\text{Ca}^{2+}$  en las dos profundidades fue muy variable, fluctuando desde 9.00 (sitio 2) hasta 30.5 (sitio 5) (Tabla 3), con una media general en las dos profundidades de 18.35  $\text{cmol kg}^{-1}$  (Figura 20). Estas concentraciones, incluyendo los valores promedio, se consideran como altas (Etchevers *et al.* 1971), ya que superan los 10  $\text{cmol kg}^{-1}$  (Tabla 3). Las cantidades de  $\text{Ca}^{2+}$  intercambiable de la zona de estudio concuerdan con las de INEGI(1987), que reporta para esta área suelos de tipo Cambisoles, lo cual es característico, ya que son suelos derivados de materiales calcáreos. En suelos con climas cálidos y bajas

precipitaciones, las altas concentraciones de cationes intercambiables como el calcio, es característico de suelos calcáreos, cuyas concentraciones superan o igualan a la CIC en la mayoría de los casos, reflejándose además en los valores de pH que tienden a la alcalinidad, como en el caso de Tecamachalco. Este hecho resulta benéfico para una zona donde se emplean aguas residuales para riego conteniendo metales pesados, cuya disponibilidad de éstos en el suelo es amortiguada por la presencia de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{K}^+$  en el complejo de intercambio.

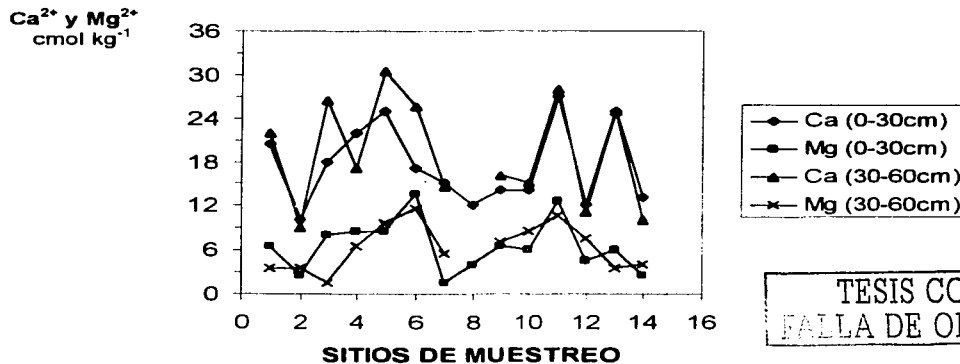


Figura 20. Comportamiento de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  intercambiables en algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

*Magnesio:* como se aprecia en el Cuadro 12, las cantidades de este elemento por sitio y profundidad, al igual que el calcio, presentaron una gran variación (Figura 20). Cuando se analizan estadísticamente dichas cantidades, el análisis de varianza ( $P < 0.01$ ) indica que, respecto a profundidades no hay efecto significativo, pero los sitios 2, 14 y 7 son los que presentaron mayores diferencias significativas con los sitios 11 y 6; mientras que, los sitios 8, 3, 13, 1, 12, 9, 10, 4 y 5 son estadísticamente iguales y, a la vez presentan semejanzas con los demás (Anexo XIV).

Las concentraciones de  $\text{Mg}^{2+}$  variaron de 1.5 (sitio 3) a 13.5 (sitio 6), con una media

general de  $6.42 \text{ cmol kg}^{-1}$  (Tabla 3, Figura 20); de acuerdo con Etchevers *et al.* (1971), estas concentraciones incluyendo los valores promedio, a excepción de los sitios 2, 7, 8 y 14, son altas ya que superan en gran medida los  $3 \text{ cmol kg}^{-1}$ , sobre todo los sitios 6 y 11 que sobrepasan los  $10 \text{ cmol kg}^{-1}$  (Tabla 3).

*Sodio:* en el Cuadro 12 se muestran las cantidades mínimas, máximas y promedios por profundidad de este catión. El análisis de varianza ( $P < 0.01$ ) indica que, respecto a las dos profundidades no existen diferencias significativas, pero respecto a sitios los valores son más heterogéneos (Tabla 3), habiendo diferencias significativas (Tabla 7). El análisis de rango múltiple de Tukey ( $P < 0.01$ ), señala las mayores diferencias entre los sitios 2 y 13 con relación a los sitios 3 y 11; mientras que los sitios 14, 7, 12, 9, 10, 6, 1 y 4 son estadísticamente iguales y, a la vez, presentan semejanzas con los demás sitios (Anexo XV). El  $\text{Na}^+$  se encontró en niveles superiores al  $\text{K}^+$ , detectándose concentraciones que fluctúan de 0.57 (sitio 2) a  $2.83 \text{ cmol kg}^{-1}$  (sitio 11) en la segunda profundidad (Tabla 3), con una media general para las dos profundidades de  $1.035 \text{ cmol kg}^{-1}$  (Cuadro 12, Figura 21). Estas cantidades son consideradas como altas, sobre todo tratándose de un elemento donde su esencialidad en las plantas ha sido cuestionado por varios autores, entre los cuales se encuentra Devlin (1989), quien menciona que algunas plantas toman el  $\text{Na}^+$  en lugar del  $\text{K}^+$  por sustitución isomórfica.

*Potasio:* como se muestra en el Cuadro 12, los valores de este catión respecto a profundidades son los más homogéneos de los cuatro cationes, lo cual se puede observar en la Figura 21, donde se muestra un comportamiento muy similar en las dos profundidades. El análisis de varianza ( $P < 0.01$ ) revela que, respecto a profundidad no existe efecto significativo; mientras que en cuanto a sitios, sí existen efectos estadísticamente significativos (Tabla 7). El análisis de rango múltiple de Tukey ( $P < 0.01$ ) muestra que, respecto a sitios las mayores diferencias se dieron entre los sitios 2, 14, 7 y 10 con relación a los sitios 1, 3, 9, 13, 8, 5, 4 y 11, habiendo semejanzas con los demás sitios, a excepción del sitio 11 que estadísticamente es diferente a todos (Anexo XV).

En la Tabla 3 que se encuentra en el anexo, cabe destacar que los valores de  $K^+$  fluctuaron de 0.37 (sitio 2) a 2.19 (sitio 11) con una media general para las dos profundidades de  $0.92 \text{ cmol kg}^{-1}$ . Estas cantidades son consideradas como altas, ya que son superiores a  $0.6 \text{ cmol kg}^{-1}$ , como lo reporta Etchevers *et al.* (1971).

Estas concentraciones coinciden con el  $Ca^{2+}$  y  $Mg^{2+}$ , ya que se trata de suelos de origen calcáreo y regados con aguas residuales, donde el clima y las propiedades físicas y químicas favorecen la acumulación de las bases intercambiables. Es importante enfatizar que las mayores concentraciones de éstas, se detectaron en el sitio 11, donde el empleo de agua residual es más frecuente y donde sobre todo el  $Ca^{2+}$  y el  $Mg^{2+}$  juegan un papel importante, compitiendo y desplazando a los metales pesados en la solución del suelo, favorecido por el pH alcalino (Sposito, 1989; Adriano, 1992).

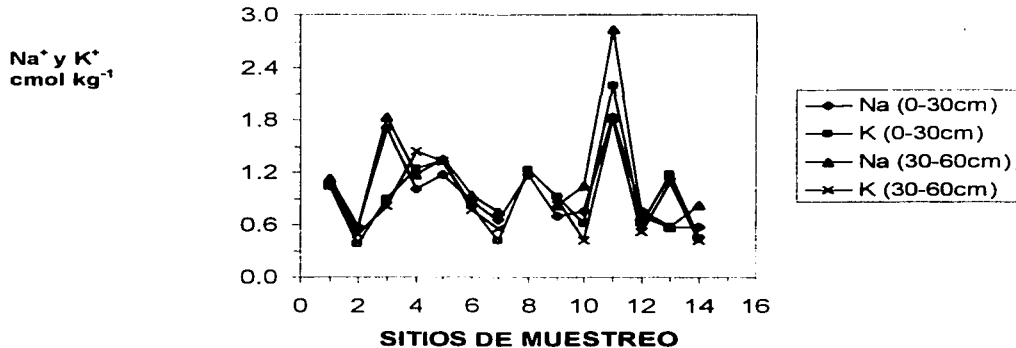


Figura 21. Comportamiento de  $Na^+$  y  $K^+$  intercambiable en algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

### 10.2.1.6 CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIONICO (CIC)

	Prof.	MIN.	MAX.	PROM.	% de variación
CIC	0-30 cm	10.21	38.47	23.03	39.4235
cmol kg <sup>-1</sup>	30-60cm	11.52	38.47	26.50	37.3609

Cuadro 13. Compendio de los datos de la CIC de algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

En el Cuadro 13 se muestran las variaciones que se obtuvieron de la CIC. De la misma manera en la Figura 22, se observa una heterogeneidad en los distintos sitios de muestreo. De acuerdo con el análisis de varianza ( $P < 0.01$ ) en cuanto a profundidades, no existen efectos significativos (Tabla 7). El análisis de rango múltiple de Tukey indica que, respecto a sitios, si hay diferencias significativas ( $P < 0.01$ ), siendo las mayores diferencias entre los sitios 2, 12, 8, 14 y 7 con los sitios 3, 6, 4, 5 y 11 (Anexo XVI).

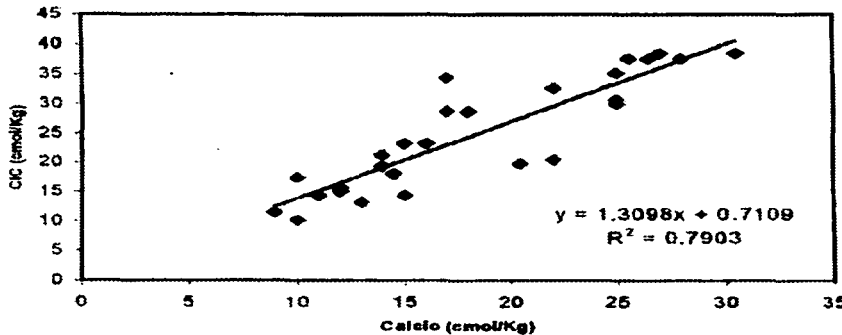


Fig. 41. Correlación entre las concentraciones de CIC y calcio intercambiable, en algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

En la Tabla 8 y Figura 41 se observa que, la correlación más alta significativa se observó entre la CIC y el  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$  debido a que estos cationes saturan la mayor cantidad de CIC de un suelo, ya que se obtuvieron coeficientes de correlación altos y positivos, que indican una asociación estrecha y directa entre estos parámetros.

De acuerdo con la Tabla 3 que se encuentra en el anexo, destaca que la CIC de los suelos fluctuó de 10.21 (sitio 2) a 38.47 (sitio 11) con una media de  $24.76 \text{ cmol kg}^{-1}$  (Figura 22). Estas cantidades, de acuerdo con Fassbender y Bornemisza (1987), son medias a excepción de los sitios 2, 7 y 12 consideradas como bajas, ya que son inferiores a  $15 \text{ cmol kg}^{-1}$ , lo cual es justificable en estos últimos sitios, ya que se trata de suelos arenosos con bajas cantidades tanto de materia orgánica como de arcillas, que son los principales responsables de la CIC de un suelo. De acuerdo con Bear (1966), Cajuste (1977), Ortega (1978) y Bohn *et al.* (1993), la CIC es el segundo fenómeno de importancia en la naturaleza, únicamente superado por la fotosíntesis, ya que la capacidad de canje de un suelo asegura el suministro continuo de nutrimentos para las plantas. En la zona de estudio es importante que los suelos presenten capacidades de intercambio considerables, como en los sitios 3, 4, 5, 6, 11 y 13 lo cual, de acuerdo con Douchafour (1985), es frecuente en suelos que se localizan en zonas planas con climas templados y bajas precipitaciones. El DDR 030, de acuerdo con INEGI (1987), se encuentra rodeado por cerranías de tipo calcáreo que continuamente aportan materiales que contribuyen al enriquecimiento de bases intercambiables ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$ ), como ocurre en las zonas más bajas, donde hay el riesgo de acumulación de sales, como en los sitios 5, 11 y 13, donde estos cationes en ambas profundidades son más abundantes (Tabla 3).

Al relacionar las bases intercambiables con la CIC, en ocasiones, el  $\text{Ca}^{2+}$  supera a la CIC, esto se debe a que el  $\text{CH}_3\text{COONH}_4$  disuelve gran parte del  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  que se encuentran formando parte de los minerales del suelo y, al analizarse estos cationes se cuantifican como intercambiables lo cual, ocurre con frecuencia al aplicar este método en suelos calcáreos

(Black, 1965). Esta observación del  $\text{Ca}^{2+}$  se dio principalmente en los sitios 1, 2, 7 y 14 ubicados en las cercanías donde afloran minerales de calcita y dolomita.

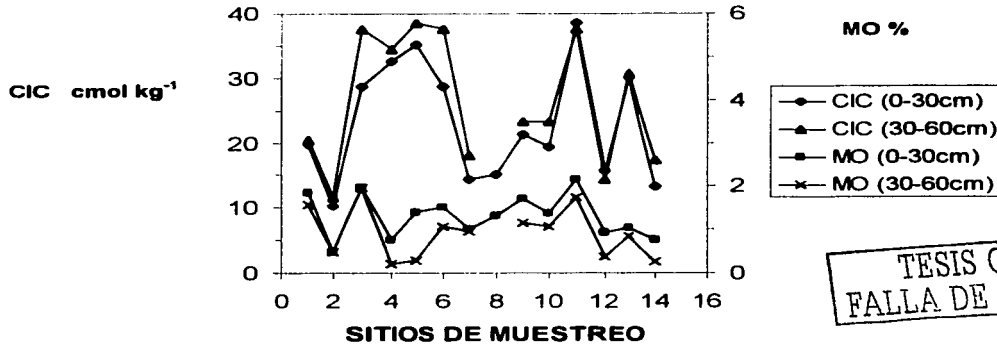


Figura 22. Comportamiento de la CIC y la MO en algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

### 10.2.1.7 MATERIA ORGÁNICA (MO)

	Prof.	MIN.	MAX.	PROM.	% de variación
MO	0-30 cm	0.48	2.15	1.30	38.2216
%	30-60cm	0.20	1.95	0.91	64.4553

Cuadro 14. Compendio de los datos de la MO de algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

En los Cuadros 14 y 15 se muestran las fluctuaciones obtenidas de MO y NT donde se observa que, en cuanto a profundidades, no existe gran diferencia como ocurrió con la CIC, lo cual se puede corroborar en las Figuras 22 y 23 donde se indica el comportamiento de la MO y NT en las dos profundidades, con relación a los distintos sitios de muestreo. El análisis estadístico, tanto de la MO como del NT mostraron que, respecto a profundidades en ambos casos, no existen efectos significativos, por lo que los valores promedio obtenidos en los



distintos sitios de muestreo en las dos profundidades son estadísticamente iguales (Tabla 7). El análisis de varianza ( $P < 0.01$ ) tampoco muestra diferencias significativas en cuanto a sitios, por lo que en este sentido el análisis de rango múltiple de Tukey de las variables MO y NT indica que, los datos obtenidos de MO como de NT son homogéneos (Anexo XVII).

En la Tabla 8 y Figura 42 se observó otra correlación significativamente alta entre la MO y el NT, debido a que en la naturaleza del suelo un porcentaje de MO se transforma en NT, ya que se obtuvo un coeficiente de correlación alto y positivo, que indica una asociación estrecha y directamente proporcional entre estos parámetros.

En la Tabla 3 se observa que la MO de los suelos fluctuó de 0.48 (sitio 2) a 2.15 (sitio 11), con una media de 1.30% para la profundidad 0-30 cm, para la profundidad 30-60 cm fluctuó de 0.20 a 1.95 con una media de 0.91% para los sitios 4 y 3, respectivamente.

Los valores de MO, lógicamente, son superiores en la capa superficial, donde se detectaron los valores más altos (2.15%) en los sitios 3 y 11.

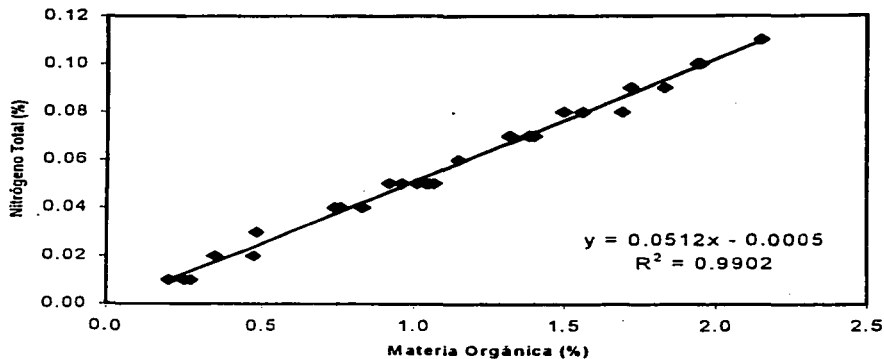


Fig. 4.2 Correlación entre los porcentajes de nitrógeno total y materia orgánica, en algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

Los valores de MO para la profundidad de 0-30 cm en la mayoría de los sitios, al compararlos con los criterios de Moreno (1978) y Etchevers *et al.* (1971) corresponden a suelos medianamente pobres y bajos en este parámetro, quienes mencionan porcentajes de 1.21 a 1.80 y de 0.60 a 1.50%, respectivamente. Mientras que, en la capa de 30-60 cm la mayoría de los sitios, según los autores mencionados corresponden a suelos pobres y bajos en este constituyente, ya que la mayoría de ellos son inferiores a 1.20 y 1.50%. Tomando en cuenta únicamente el valor promedio general obtenido de las dos profundidades (1.10%) de MO, los suelos de la zona de estudio, corresponden a suelos pobres en este constituyente Moreno (1978).

Los valores de MO en Tecamachalco coinciden con los puntos de vista de Buckman and Brady (1977), Tisdale y Nelson (1970), Douchafour (1985) y Bornemisza (1982), entre otros, quienes mencionan que, en zonas áridas y semiáridas los valores de MO son bajos y, consecuentemente, las actividades microbianas también son bajas. Sin embargo, los pocos restos orgánicos que se incorporan al suelo, son lentamente descompuestos por la escasa microflora y microfauna del suelo, por lo que con frecuencia, la fertilización nitrogenada y fosfatada es común, como ocurre en los sitios 14 y 11. En este último sitio, el uso del agua residual es más frecuente.

### 10.2.1.8 NITROGENO TOTAL (NT)

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

	Prof.	MIN.	MAX.	PROM.	% de variación
NT	0-30 cm	0.03	0.11	0.06	36.2096
%	30-60cm	0.01	0.10	0.04	68.2787

Cuadro 15. Compendio de los datos de la NT de algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

En el Cuadro 15 y Figura 23, se muestran las fluctuaciones de las concentraciones del NT en ambas profundidades las cuales son muy similares, a excepción de los sitios 11, 3; 1,

6, y 9 donde los valores se acercan a 0.1%. Al analizar la Tabla 3, destaca lo siguiente: los valores fluctuaron de 0.01 (en los sitios 4, 5 y 14 en la segunda profundidad) a 0.11 (en el sitio 11 en la primera profundidad), con una media general para las dos profundidades de 0.056%. Estas cantidades según Moreno (1978), fluctúan de extremadamente pobres a medianos, ya que no rebasan el 0.126%, considerado por este autor para suelos medianos en NT. Si tomamos en cuenta el promedio general de NT para las dos profundidades en los suelos de Tecamachalco, éstos se consideran como pobres en este elemento, debido a que el promedio es inferior a 0.064%, consideradas por el autor antes mencionado para suelos medianamente pobres. En este estudio se observó una relación estrecha del NT con la MO, como en la mayoría de los suelos del país; sin embargo, en zonas áridas y semiáridas, con frecuencia los niveles de NT son más bajos, como ocurre en algunas áreas de Tecamachalco, ya que la mayor parte de este elemento procede de restos orgánicos. Una vez que ha sido transformado por los microorganismos del suelo, el NT es absorbido inmediatamente por las plantas. En los suelos de la zona de estudio con frecuencia se emplean distintas prácticas de fertilización nitrogenada complementarias, que sin ellas el desarrollo de las plantas sería menor.

En los resultados que están en el anexo (Tabla 3), los contenidos más bajos en la zona de estudio se detectaron en los suelos arenosos (sitios 1, 10 y 12), que se localizan en las cercanías a Tecamachalco, y en los que el uso del agua residual es menos frecuente; mientras que los valores más altos, se encontraron en los sitios 3 y 11.

Los suelos de la zona de estudio fueron muy homogéneos en estos parámetros, principalmente los sitios 12, 5, 13, 7, 10, 6, 8, 9 y 1 que estadísticamente son iguales entre sí (Anexo XVII).

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

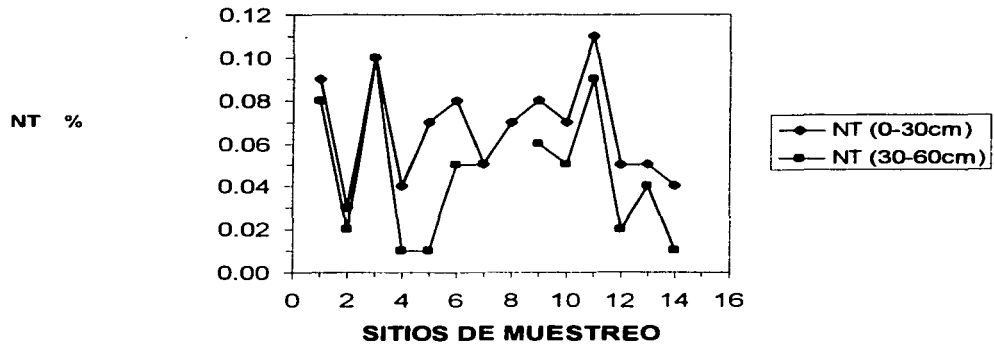


Figura 23. Comportamiento del nitrógeno total en algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

### 10.2.1.9 FOSFORO (P)

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

	Prof.	MIN.	MAX.	PROM.	% de variación
P	0-30 cm	3.67	28.93	13.69	64.6982
mg kg <sup>-1</sup>	30-60cm	0.35	5.79	4.709	60.6468

Cuadro 16. Compendio de los datos de P de algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

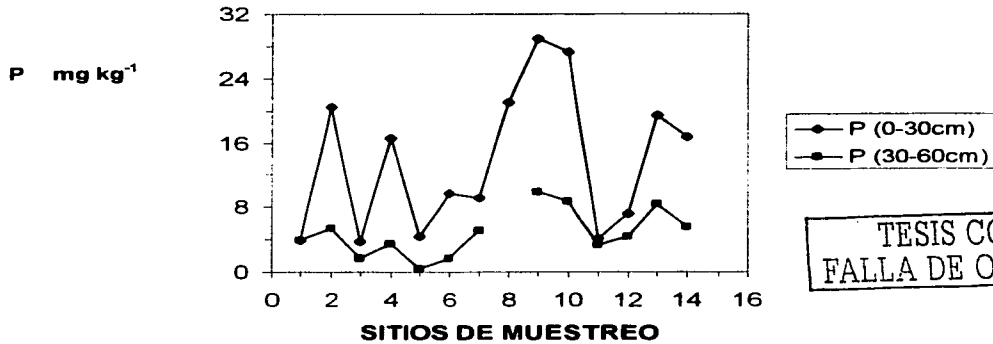
El fósforo asimilable se determinó por el método de Olsen (Black, 1965), ya que el pH de los suelos de Tecamachalco es alcalino. Con este método se obtuvieron concentraciones de 3.67 a 28.93 y de 0.35 a 5.79, y valores promedio de 13.69 y 4.79 mg Kg<sup>-1</sup> para las profundidades 0-30 y 30-60 cm, respectivamente. El Cuadro 16 muestra el grado de variación del contenido de P disponible en las dos profundidades lo cual también se observa en la Figura 24, revelando una gran heterogeneidad, sobretodo en la profundidad 0-30 cm, mientras que en la segunda capa (30-60 cm), las concentraciones detectadas tienen menos fluctuaciones. Considerando las dos profundidades, el análisis de varianza ( $P < 0.01$ ) indicó

que, hay diferencia significativa entre estas dos capas (Tabla 7). Las mayores concentraciones de P se encuentran en la profundidad 0-30 cm, que según Fassbender and Bornemisza (1987), este elemento presenta muy poca movilidad en el suelo. Sin embargo, el análisis de varianza indicó que, no hay efecto significativo de sitios (Anexo XVIII).

Los valores que se presentan en la Tabla 3 corresponden, de acuerdo con C.S.T.P.A. (1980), a suelos de bajos a altos en su contenido de P, porque estas concentraciones se ubican entre menos de  $5.5 \text{ mg kg}^{-1}$  y más de  $11 \text{ mg kg}^{-1}$ . Por otra parte, según Moreno (1978), las concentraciones de P asimilable en Tecamachalco fluctúan de extremadamente pobres a ricos, ya que las cantidades obtenidas están en menos de  $3 \text{ mg kg}^{-1}$  que se clasifican como extremadamente pobres, y de  $20\text{-}30 \text{ mg kg}^{-1}$  corresponden a suelos ricos en P. Los valores de este elemento que se presentan en la Tabla 3 son muy heterogéneos (Coeficiente de variación  $> 60\%$ ), y sobresale la profundidad 30-60 cm, donde se detectaron las más bajas concentraciones de fósforo, principalmente en los sitios 1, 3, 4, 5, 6, 11, 12 y 14 donde las cantidades fueron inferiores a  $5.5 \text{ mg kg}^{-1}$ ; mientras que el resto de los sitios principalmente de la profundidad 0-30 cm, se clasifican entre medios y altos (sitios 9, 10, 8 y 2), que aún tomando el criterio más riguroso de Moreno (1978), se clasifican como ricos en P asimilable.

Las concentraciones del elemento reflejan el empleo de fertilizantes fosfatados, así como la adición del agua residual con fines de riego. Sin embargo, de acuerdo con los agricultores de la zona, si no se fertiliza con superfosfato triple las cosechas son muy raquíticas, como ha ocurrido por varios años en el sitio 1, en las inmediaciones con el Municipio de Tecamachalco, y en los sitios que se ubican en las cercanías de las cerranías y lomeríos, además de las zonas alejadas a los canales de riego (Figura 2).

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN



TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Figura 24. Comportamiento del fósforo asimilable en algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

#### 10.2.1.10 CATIONES SOLUBLES (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> y K<sup>+</sup>)

	Prof.	MIN.	MAX.	PROM.	% de Variación
Ca <sup>2+</sup>	0-30 cm	1.60	7.13	4.80	30.1128
mmol L <sup>-1</sup>	30-60cm	2.86	7.27	4.15	28.5713
Mg <sup>2+</sup>	0-30 cm	2.94	7.60	4.37	28.0390
mmol L <sup>-1</sup>	30-60cm	2.93	6.00	4.30	22.7988
Na <sup>+</sup>	0-30 cm	1.73	7.95	4.33	46.4268
mmol L <sup>-1</sup>	30-60cm	2.73	6.34	3.83	29.1077
K <sup>+</sup>	0-30 cm	0.25	0.80	0.45	39.9316
mmol L <sup>-1</sup>	30-60cm	0.16	0.52	0.30	38.5381

Cuadro 17. Compendio de los datos de los cationes solubles de algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

Las concentraciones de cationes solubles junto con los aniones CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup> y SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, de acuerdo con Richards (2001) se relacionan con la salinidad. Tomando en cuenta que en la zona de Tecamachalco, las concentraciones de Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> y K<sup>+</sup> favorecidas por el buen drenaje del suelo, son relativamente bajas; no habiendo problemas de salinidad y

sodicidad, a excepción de los sitios 1, 3, 8 y 12 donde las conductividades eléctricas rebasan los  $1200 \mu\text{S cm}^{-1}$ , que podrían representar dificultad, sobre todo con cultivos sensibles a la salinidad. Las concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$  fluctuaron de 1.60 a 7.13, 2.94 a 7.60, 1.73 a 7.95 y de 0.25 a 0.80  $\text{mmol L}^{-1}$ , respectivamente, para la primera profundidad; mientras que para la segunda, los valores fluctuaron de 2.86 a 7.27, 2.93 a 6.00, 2.73 a 6.34 y de 0.16 a 0.52  $\text{mmol L}^{-1}$ , respectivamente (Cuadro 17). El comportamiento de los cuatro cationes en el suelo en las dos profundidades, a excepción del  $\text{K}^+$  fueron heterogéneos, Figuras 25 y 26. Sin embargo, su variación fue menor a la del fósforo. El análisis de varianza ( $P < 0.01$ ) de los cuatro cationes indica que, respecto a las dos profundidades no existe efecto significativo (Tabla 7). De acuerdo con este mismo análisis y el de rango múltiple de Tukey respecto a sitios, el  $\text{Ca}^+$  y  $\text{Na}^+$  sí presentaron diferencias estadísticas. Para el  $\text{Ca}^+$ , las mayores diferencias se dieron entre los sitios 1 y 12, mientras el resto de los sitios son estadísticamente iguales y éstos, a su vez, presentan ciertas similitudes con los sitios 1 y 12. Las mayores diferencias en  $\text{Na}^+$  se presentaron entre los sitios 7, 8, 11 y 1; los sitios 14, 6, 4, 10, 5, 2, 9, 12 y 3 son estadísticamente iguales y, a su vez, presentan ciertas semejanzas con el resto (Anexos XVIII, XIX y XX).

De acuerdo con (Ortega, 1978), entre los cationes más abundantes en la mayoría de los suelos está el  $\text{Ca}^{2+}$ . En Tecamachalco, este catión aunque domina ligeramente, su presencia no es muy sobresaliente, ya que en varios sitios es rebasado por el  $\text{Na}^+$  y  $\text{Mg}^{2+}$ , donde destaca particularmente la presencia del  $\text{Na}^+$ , (sitios 1, 3, 8 y 11) (Tabla 3). Según Bear (1966), el  $\text{Na}^+$  es uno de los cationes que compite con mayor frecuencia con el  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  por los sitios de intercambio. Aunque en la zona de estudio, actualmente no hay problemas de salinidad y/o sodicidad, se debe tener cuidado con el sodio porque podría originar problemas en lo futuro, más aún en una zona donde se utilizan aguas residuales para riego.

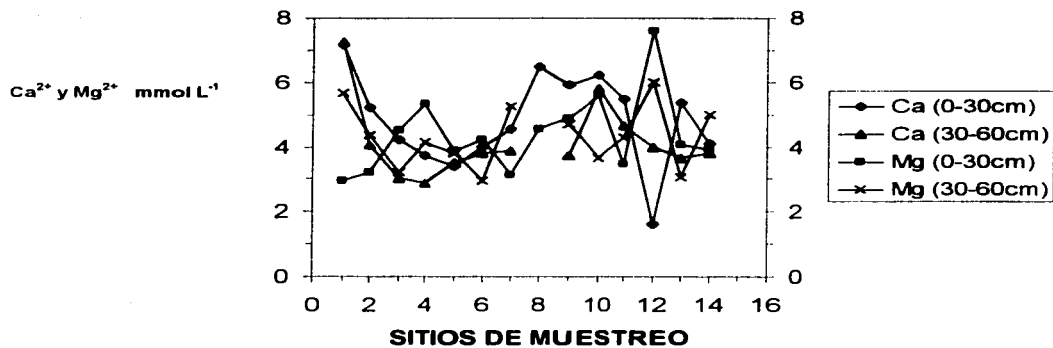


Figura 25. Comportamiento de calcio y magnesio solubles en algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.



Figura 26. Comportamiento de sodio y potasio solubles en algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN



10.2.1.11 ANIONES SOLUBLES ( $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ )

	Prof.	MIN.	MAX.	PROM.	% de variación
$\text{HCO}_3^-$ mmol L <sup>-1</sup>	0-30 cm	3.58	10.45	7.18	28.9674
	30-60cm	3.74	7.63	5.03	23.4536
$\text{Cl}^-$ mmol L <sup>-1</sup>	0-30 cm	1.19	6.12	3.92	31.8183
	30-60cm	2.92	5.31	4.21	15.6004
$\text{SO}_4^{2-}$ mmol L <sup>-1</sup>	0-30 cm	1.02	9.08	4.76	51.3707
	30-60cm	0.85	4.79	3.00	43.3196

Cuadro 18. Compendio de los datos de los aniones solubles de algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

Los valores de los aniones se detectaron en el orden de 3.58 a 10.45, 3.74 a 7.63; de 1.19 a 6.12, 2.92 a 5.31 y de 1.02 a 9.08, 0.85 a 4.79 mmol L<sup>-1</sup> de  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ , respectivamente para las dos profundidades; los carbonatos no se detectaron (Cuadro 18). Como se observa en las Figuras 27 y 28 el comportamiento de los aniones presentó una gran variabilidad sobre todo los  $\text{SO}_4^{2-}$ , en ambas profundidades. Los valores promedio de los tres aniones son muy semejantes en las dos profundidades. El análisis de varianza y la prueba de Tukey, a excepción de los bicarbonatos no mostraron diferencia significativa ( $P < 0.01$ ), por lo que los valores promedio obtenidos de los aniones, tanto en las profundidades como en todos los sitios son estadísticamente iguales (Anexos XX y XXI). De los aniones, los sulfatos son los más perjudiciales en los suelos (Richards, 2001), porque comúnmente reaccionan con el  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{K}^+$  formando sales alcalinas y afectando la presión osmótica, es decir, cuanto más elevada sea la concentración de sales en el agua de riego, mayor será la presión osmótica de la solución del suelo. Este hecho dificulta la absorción del agua y nutrientes por el sistema radicular, además de que se acumulan sales en los estratos que originan la salinización del suelo (Coras, 1999). La peligrosidad de los sulfatos es seguida por los bicarbonatos, que reaccionan con el  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{Na}^+$  formando sales de  $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ ,  $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$  y  $\text{NaHCO}_3$ , las cuales son menos alcalinas que los sulfatos, por lo cual son menos

perjudiciales que éstos. Los cloruros forman sales neutras al combinarse con el  $\text{Na}^+$  y, son menos tóxicas que las sales de sulfatos y bicarbonatos; además, los cloruros son los aniones más abundantes en la mayoría de los suelos, lo cual se considera hasta cierto punto como normal (Richards, 2001).



Figura 27. Comportamiento de bicarbonatos solubles en algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

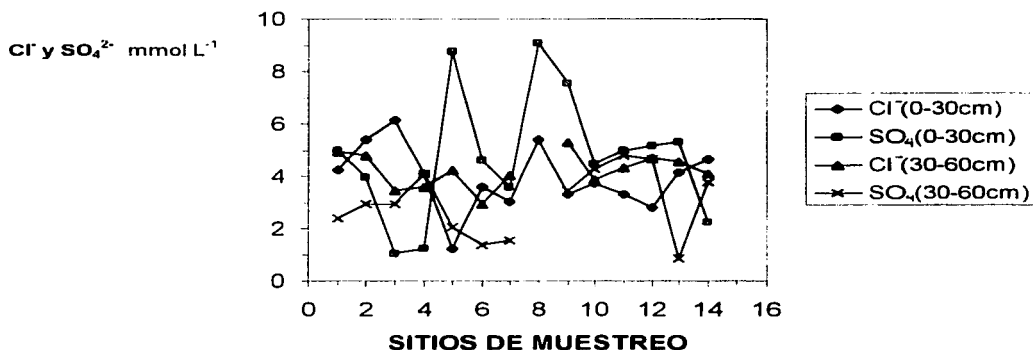


Figura 28. Comportamiento de cloruros y sulfatos en algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

## 10.2.2 METALES PESADOS EXTRACTABLES, DE APORTE Y TOTALES.

La discusión de los resultados de los metales plomo, cromo, cobalto, níquel y cadmio se hará en el siguiente orden: metales extractables, de aporte y totales.

### 10.2.2.1 PLOMO

	Prof.	MIN.	MAX.	PROM.	% de variación
Pb extract. mg kg <sup>-1</sup>	0-30 cm	0.628	1.466	0.852	35.3832
	30-60cm	0.628	1.256	0.950	23.1489
Pb aporte mg kg <sup>-1</sup>	0-30 cm	6.250	20.833	12.202	30.5832
	30-60cm	6.230	20.833	10.895	35.9199
Pb total mg kg <sup>-1</sup>	0-30 cm	55.555	116.660	67.856	36.0722
	30-60cm	55.555	111.110	63.491	32.5468

Cuadro 19. Compendio de los datos de Pb de algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

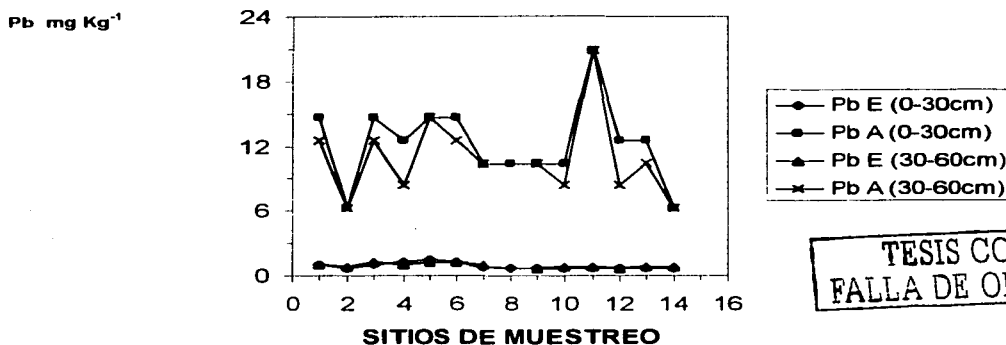
Las concentraciones de Pb en la profundidad 0-30 cm fueron del orden de 0.628 a 1.466, 6.250 a 20.833 y 55.555 a 116.666 mg kg<sup>-1</sup> con valores promedio de 0.852, 12.202 y 67.856 mg kg<sup>-1</sup>. Mientras que, para la profundidad 30-60 cm las cantidades fluctuaron de 0.628 a 1.256, 6.230 a 20.833 y de 55.555 a 111.110 con cifras promedio de 0.950, 10.895 y 63.491 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente (Cuadro 19, Figuras 29 y 30).

Como se puede observar en los valores de Pb que están en el Cuadro 19 y Tabla 4, no existe una acumulación de este elemento en la profundidad 0-30 cm, a excepción del Pb de aporte (sitios 1, 3, 4, 5, 6, 10, 11, 12 y 13). Este proceso coincide con los porcentajes de materia orgánica, que son más altos en la profundidad 0-30 cm en los sitios mencionados. El análisis de varianza ( $P < 0.01$ ) indicó que no existe efecto significativo de profundidad sobre el Pb extractable, de aporte y total, ya que los valores promedio obtenidos de este

elemento son estadísticamente iguales en las profundidades 0-30 y 30-60 cm (Anexos XXII, XXIV y XXVII). El análisis de varianza y el análisis de rango múltiple de Tukey ( $P < 0.01$ ), señalaron efectos significativos en cuanto a sitios sobre la variable Pb extractable y de aporte, estando las mayores diferencias estadísticas de Pb extractable entre los sitios 5, 6, 8, 9, 12. Mientras que los sitios 1, 2, 3, 4, 10, 11, 13 y 14 son estadísticamente iguales, y a la vez, presentan semejanzas con los demás sitios (Anexo XXII). En el Pb de aporte, las mayores diferencias estadísticas se presentaron entre los sitios 2, 5, 11 y 14, en tanto los sitios 10, 4, 12, 7, 8, 9, 13, 1, 3 y 6 son estadísticamente iguales y, a excepción de los sitios con mayores diferencias estadísticas (14, 15, 5 y 11) el resto presentan semejanzas estadísticas con los demás sitios (Anexo XXIV).

La acumulación de Pb en la profundidad 0-30 cm, principalmente el de aporte, concuerda con lo observado en suelos agrícolas de otros países. Los trabajos realizados por varios investigadores confirman la acumulación de metales pesados, sobre todo el plomo en la capa superficial de los suelos agrícolas que han estado sujetos a la aplicación de agua residual (Adriano, 1992). En México, el tema de investigación ha sido estudiado principalmente en el Edo. de Hidalgo (Valle del Mezquital) por Mascareño (1974), Mendoza (1981), Gutiérrez (1982), Méndez (1982), Cajuste y Carrillo (1991), Carrillo *et al.* (1992), Hernández *et al.* (1994) y Siebe (1994), quienes han atribuido la acumulación del plomo, entre otros metales pesados, en la capa superficial, a la poca movilidad del elemento por la presencia de coloides como las arcillas y la materia orgánica, además de la presencia de algunos aniones como los carbonatos, sulfatos, nitratos y cloruros, con los cuales el plomo, forma complejos de muy baja solubilidad, especialmente con los carbonatos y los fosfatos. En ambientes donde prevalece el pH alcalino se forman precipitados insolubles, cuyo contenido se refleja únicamente en las formas totales, como ha estado ocurriendo en los suelos de Tecamachalco, Edo. de Puebla. Las concentraciones de Pb extractable, en la

mayoría de las muestras son inferiores o iguales a las concentraciones de Pb detectadas en el sitio 14 considerado como testigo, donde probablemente la acumulación del elemento se debe al uso de fertilizantes y pesticidas, y a la agricultura extensiva que se practica.



TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Figura 29. Comportamiento de plomo extractable y de aporte en algunos suelos de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

Mientras que en los sitios donde se emplea agua residual para riego, las menores cantidades de plomo que aporta el agua al suelo se han estado precipitando; además, la mayor parte del plomo, al igual que otros metales pesados, se acumulan en los sedimentos del río Atoyac durante su recorrido, ya que Méndez *et al.* (1995) detectaron valores entre 3.125 y 10.425 mg kg<sup>-1</sup> de Pb en los sedimentos de este río. Otra gran parte del plomo presente en el agua del río Atoyac, posiblemente se ha estado acumulando en los sedimentos de la presa Valsequillo, como en los lagos de Chapala, Michigan, Wisconsin y Washington, donde se han detectado hasta 170, 145, 124 y 400 mg kg<sup>-1</sup> de Pb (Hansen, 1992). El hecho de que el sitio testigo presente concentraciones de Pb extractable semejantes o mayores a varios sitios donde se emplea agua residual para riego, se debe quizás a que, el sitio testigo está en un área de riego, donde el sistema de agricultura es intensiva, obteniéndose de dos a tres cosechas al año, y para ello se emplea un sistema de

fertilización química, además de herbicidas y pesticidas. Al comparar las concentraciones de plomo extractable con las cantidades obtenidas por Méndez *et al.* (1994), que van de 3.100 a 493.100 mg kg<sup>-1</sup> en los suelos agrícolas del transecto Téllez-Pachuca, en el Estado de Hidalgo, se observa que las primeras son muy inferiores.

Las concentraciones de Pb extractable en el DDR 030, son inferiores a las detectadas en Atlixco, no obstante que el agua de riego proviene también del río Atoyac. Este hecho se debe principalmente al tipo de suelo, ya que mientras en Tecamachalco los suelos presentan textura arenosa, en Atlixco son más arcillosos y tienen concentraciones más altas de materia orgánica, sulfatos, carbonatos, fosfatos y cloruros, el pH de los suelos también es más alto que, junto con los demás factores mencionados, favorecen la precipitación del Pb y otros metales pesados. La precipitación pluvial es de 876.6 mm, más alta que en Tecamachalco (611.5 mm), lo que contribuye a la acumulación de Pb antropogénico proveniente de la combustión de las gasolinas, sobre todo en la zona de Atlixco donde el flujo de vehículos es más intenso que en el DDR 030.

Las concentraciones de plomo extractable en este distrito de riego son menores, comparadas con las obtenidas en otros distritos del país, donde se emplean aguas residuales, y en donde los valores fluctúan de 0.628 a 1.466 mg/kg. También son muy inferiores a las cantidades de Pb extractable reportadas por Cajuste y Carrillo (1991), Carrillo *et al.* (1992), Hernández *et al.* (1994), Siebe (1994) y Blas (1994), quienes reportan valores de hasta 17.0, 58 a 242, 51.2, 50.0 y 47.62 mg kg<sup>-1</sup> en suelos de la capa arable de Tlaminulpa, suelos de la Serie Progreso, Feozem y suelos cercanos al Municipio de Tlahuelilpan en el Valle del Mezquital, Edo. de Hgo. Aún cuando el agua de la presa Valsequillo abarca el agua residual y municipal de las principales ciudades y zonas industriales de San Martín Texmelucan, Moyotzingo, corredores industriales de Tlaxcala y Puebla, que arrojan sus aguas residuales al río Atoyac y, finalmente a la presa, estas aguas

presentan un menor grado de contaminación que el agua residual de la ZMCM, cuyos efectos se han reflejado en el impacto que ha venido sufriendo la cadena natural agua-suelo-organismo en esta zona, donde oficialmente se ha prohibido la producción de hortalizas, aunque esta práctica se realiza extraoficialmente en gran parte del DDR 063 en el Valle del Mezquital, Hgo. No existe una acumulación de Pb extractable en la profundidad 0-30 cm, a diferencia del plomo de aporte, donde las diferencias en las dos profundidades en la mayoría de los casos es evidente. En la Figura 29, se muestra el comportamiento del Pb extractable en los 14 sitios de muestreo en las dos profundidades, donde tampoco se muestra una acumulación del Pb en la capa arable (0-30 cm). También, se hace una comparación sobre el comportamiento del Pb extractable y el de aporte, y este último muestra una gran variabilidad en todos los sitios, lo que indica que existe una diferencia marcada entre los distintos sitios.

Al relacionar las concentraciones de Pb de aporte en los distintos sitios de muestreo, respecto al sitio testigo (sitio 14), como se observa en la Figura 29, no existen diferencias que muestren claramente la acumulación de Pb por el uso de aguas residuales, a excepción del sitio 11 ubicado en el poblado "La laguna" (Figura 2), donde las concentraciones de este elemento rebasan los  $20 \text{ mg kg}^{-1}$ , debido tal vez al material parental, a las propiedades mineralógicas del suelo, así como a los contenidos de materia orgánica, la CIC, al % de limos, sulfatos, fosfatos y bicarbonatos, los cuales se encuentran en cantidades considerables precipitando al Pb, favorecido por el pH alcalino de la zona de estudio. Al comparar la concentración promedio de Pb de aporte en la profundidad 0-30 cm ( $12.202 \text{ mg kg}^{-1}$ ), ésta es muy inferior a la reportada por Cajuste et al. (1991), obtenida con el mismo extractante ( $\text{HNO}_3$ , 4M) en suelos superficiales (0-8 cm) de Tlaminulpa y Xochitlan en el Valle del Mezquital, que fueron del orden de 300 y  $49 \text{ mg kg}^{-1}$  respectivamente; inclusive, el sitio considerado por Cajuste y Carrillo (1991) como testigo, ubicado en El Arenal, presentó

cantidades más altas de Pb ( $36 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Los suelos de Tlaminulpa, Xochitlán y El Arenal presentan concentraciones más elevadas que las de Tecamachalco, del orden de 25, 4 y 3 veces más altas; inclusive la cantidad más elevadas que se encontró en este trabajo ( $20.83 \text{ mg kg}^{-1}$ ), es mucho más baja que la detectada en "El Arenal" ( $36 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Lo anterior muestra que los suelos de Tecamachalco, han sido mucho menos impactados por el empleo de agua residual; siendo el principal factor, el tiempo al que se han sometido estos suelos al riego, con este tipo de agua en ambas zonas, pues la incorporación del agua residual en Tecamachalco, es prácticamente reciente, en comparación con el Valle del Mezquital. Otros factores que influyen en las diferencias entre las dos zonas, es el tipo de suelo, prácticas culturales, calidad del agua y tipo de agricultura.

Los valores obtenidos de plomo extraído con  $\text{HNO}_3$  4M en los suelos de Tecamachalco, están dentro de los rangos normales de acuerdo con Allaway (1968), quien menciona concentraciones entre 2 y  $200 \text{ mg kg}^{-1}$ . Los valores de Pb obtenidos en este trabajo, son también muy inferiores a las concentraciones consideradas como riesgo potencial por Kabata-Pendias and Pendias (1992) ( $100$  y  $300 \text{ mg kg}^{-1}$ ).

En la Figura 30 se observa que, las concentraciones del Pb total en las dos profundidades fueron muy similares; en los sitios 9, 10, 11, 12 y 13 existe una acumulación de Pb en la profundidad 0-30 cm, mientras que en los sitios 11 y 12 la acumulación de este elemento se presentó en la profundidad 30-60 cm, indicando que en este sitio, posiblemente las prácticas de subsoleo mezclaron las capas, lo cual es frecuente al aplicar este tipo de labores de cultivo, sobre todo si esta actividad coincide con la fecha de muestreo. Posiblemente también, el aumento de Pb total en la capa inferior, se deba a la constitución mineralógica del material parental, o una posible lixiviación a esta profundidad, sobre todo en el sitio 11, donde también existen valores altos de Cr y Ni de aporte. Respecto a los procesos de acumulación del Pb en la primera capa, como ocurrió en los sitios 9, 10 y 13,



se puede mencionar que es normal en los suelos agrícolas donde raramente se aplica el subsoleo, sobre todo cuando éstos son sometidos al uso de aguas residuales (Bohn *et al.* 1993; Cajuste y Carrillo, 1991). El Pb por su poca movilidad se acumula en los primeros cm del suelo, lo cual fue confirmado por Cajuste y Carrillo (1991), quienes detectaron una disminución de 300 a 282 mg kg<sup>-1</sup> en suelos de Tlaminulpa en las profundidades de 0-8 y de 8-20 cm, respectivamente.

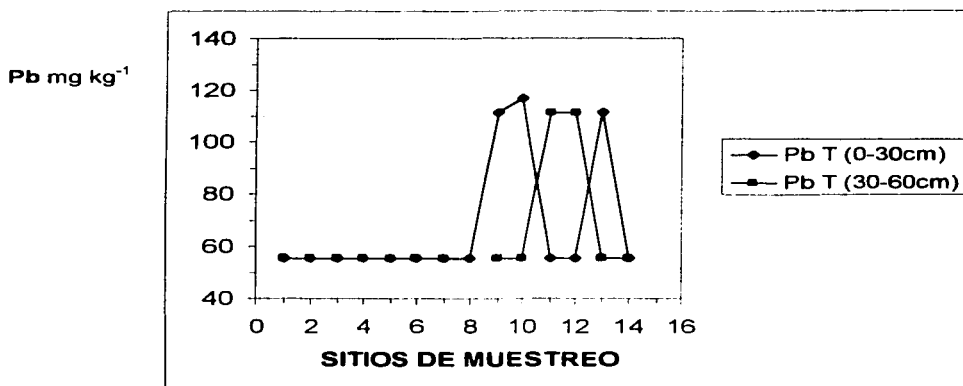


Figura 30. Comportamiento de plomo total en algunos suelos de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

Las concentraciones promedio de Pb total detectadas en este trabajo, fueron del orden de 67.856 y de 63.491 mg kg<sup>-1</sup> para las profundidades 0-30 y 30-60 cm respectivamente. Estos valores son superiores a las concentraciones consideradas como rangos frecuentes en suelos regados con aguas residuales, que fluctúan de 0.1 a 20.0 mg kg<sup>-1</sup> (Kloke, 1982); son superiores también a los reportados por Archer and Hodgson (1987) quienes mencionan cantidades promedio del orden de 36.8 mg kg<sup>-1</sup> para suelos contaminados por el uso de aguas residuales. Los valores de Pb total de la mayoría de los sitios de muestreo son muy inferiores a las reportadas por Hernández *et al.* (1994), para tres

perfiles de suelo estudiados en el Valle del Mezquital, reportando concentraciones del orden de 85.3, 96.9 y 100.8 mg kg<sup>-1</sup> para los suelos de las Series Actopan, Progreso y Tepatepec, en las profundidades de 0-14, 0-20 y 0-17 cm. Las cantidades de Pb total detectadas en esta investigación, a excepción de los valores más altos, son inferiores a las concentraciones reportadas como fitotóxicas por El-Bassan and Tietjen (1977), Kloke (1979), Kabata-Pendias and Pendias (1992) y Page *et al.* (1988), que reportan valores de 100, 100, 100 y 60 mg kg<sup>-1</sup> para suelos donde se utilizan aguas residuales para riego.

### 10.2.2.2 CROMO

	Prof.	MIN.	MAX.	PROM.	% de variación
Cr extract.	0-30 cm	0.040	0.080	0.043	24.9444
mg kg <sup>-1</sup>	30-60cm	0.040	0.040	0.040	0
Cr aporte	0-30 cm	5.110	17.616	10.765	36.4643
mg kg <sup>-1</sup>	30-60cm	5.110	18.110	11.056	37.2219
Cr total	0-30 cm	50.847	135.590	87.274	26.5464
mgkg <sup>-1</sup>	30-60cm	42.333	186.440	103.150	38.8737

**Cuadro 20. Compendio de los datos de Cr de algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.**

Los valores de Cr en la profundidad 0-30 cm fueron de 0.040 a 0.080, 5.110 a 17.616 y 50.847 a 135.590, con cantidades promedio de 0.043, 10.765 y 87.274 mg kg<sup>-1</sup>. Para la profundidad 30-60 cm las cantidades fueron de 0.040 a 0.040, 5.110 a 18.110 y 42.333 a 186.440 mg kg<sup>-1</sup> con valores promedios de 0.040, 11.056 y 103.150 mg kg<sup>-1</sup> para el Cr extractable, de aporte y total, respectivamente (Cuadro 20). El comportamiento del Cr, tanto de aporte como total en las dos profundidades, fue muy variable (Figura 31 y 32), ya que se detectaron valores de 5.906 a 18.110 y 42.333 a 186.441 mg kg<sup>-1</sup>; mientras que las cantidades de Pb extractable fueron más homogéneas. Aunque hay cierta variabilidad en cuanto a la concentración del Cr en las dos profundidades, en general, los valores

promedio indican que, las concentraciones son muy similares. Esta similitud se corroboró con el análisis estadístico realizado, ya que tanto el análisis de varianza, como el de rango múltiple de Tukey ( $P < 0.01$ ) indicaron que, a excepción del Cr de aporte, no existen efectos significativos. Por lo tanto, todos los sitios en ambas profundidades son estadísticamente iguales; mientras que el Cr de aporte, el análisis de rango múltiple de Tukey, indicó que, las mayores diferencias se dieron entre los sitios 13, 1, 2, 8, 14, 7, 12, 11, 4, 3, 5 y 6 (Anexos XXII, XXV y XXVII).

En la Tabla 8 y Figura 43 se observa que la correlación más alta significativa se presentó entre el cobalto y el cromo de aporte, lo cual significa que estos metales pudieran presentar cierta afinidad en el suelo, ya que obtuvieron coeficientes de correlación altos y positivos, que indican una asociación estrecha y directa entre estos parámetros.

En los resultados que se presentan en la Tabla 4, se observó una cierta acumulación de Cr extractable en la profundidad 0-30 cm; en el Cr de aporte hubo ligera acumulación en la segunda capa (30-60 cm) y aún más, en el Cr total. Los sitios donde la acumulación del Cr de aporte fue más evidente son el 3 y 11 de la segunda profundidad, donde al igual que en la mayoría de las características químicas, el valor más alto se detectó en el sitio 11 con 18.110 mg/kg. La acumulación de Cr total en la profundidad 30-60 cm fue más evidente, ya que los valores promedio fueron de 87.274 y 103.150 mg kg<sup>-1</sup> para las profundidades 0-30 y 30-60 cm, respectivamente.

De acuerdo con Alloway (1990) y Morvedt *et al.* (1983), la movilidad del Cr en el suelo es baja. La acumulación registrada en este trabajo del Cr de aporte y total en la segunda capa, se debe probablemente a la textura arenosa que predomina en la zona, la cual favorece la lixiviación del Cr presente en el agua de riego, cuyas principales fuentes de contaminación son las actividades industriales como: la industria del acero, incluyendo aleaciones de acero y acero inoxidable que se encuentran, de acuerdo con Fuentes (1990),

en el corredor industrial San Martín Texmelucan-Puebla (Quetzalcoatl). La industria química, principalmente la relacionada con fungicidas (Ciba-Geigy), refractarios (Frisco, S.A.), antidetonantes (armas y cartuchos), industria textil y cerámica, se encuentran distribuidas en las zonas industriales de Puebla y Tlaxcala.

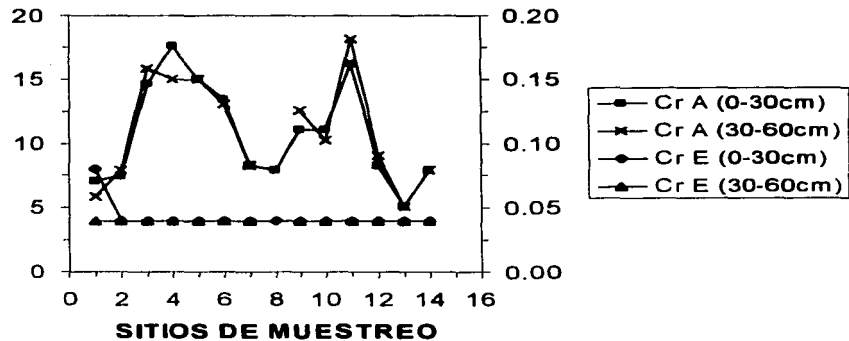


Figura 31. Comportamiento de cromo extractable y de aporte en algunos suelos de Tecamachalco, Edo. de Puebla

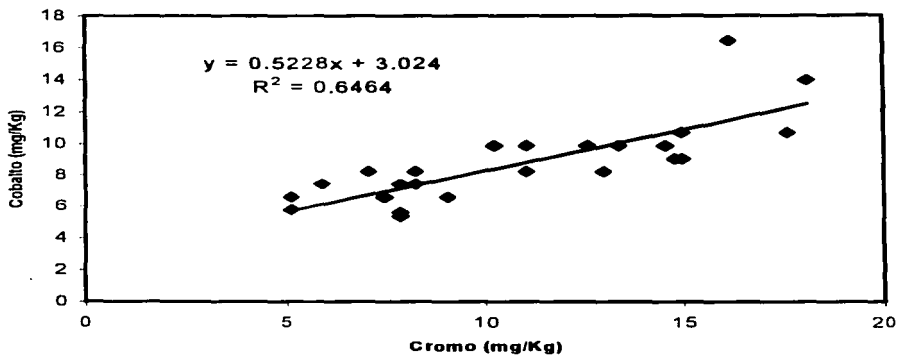


Fig. 44 Correlación entre las concentraciones de cobalto y cromo de aporte, en algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

El Cr también es importante en la industria del cemento y el asbesto, por lo que en Puebla la fábrica de cements Atoyac, contribuye con el cromo en el medio ambiente. Además, el material parental, fertilizantes, pesticidas, deposición atmosférica y la erosión eólica, también contribuyen a la contaminación de los suelos.

Tomando en cuenta la complejidad de las fuentes de contaminación de las zonas industriales de Tlaxcala y Puebla, las especies de Cr que llegan al agua residual y posteriormente al suelo, son tanto el  $\text{Cr}^{3+}$  como el  $\text{Cr}^{6+}$ , de los cuales el más perjudicial por su mayor movilidad es el  $\text{Cr}^{6+}$  Alloway (1990).

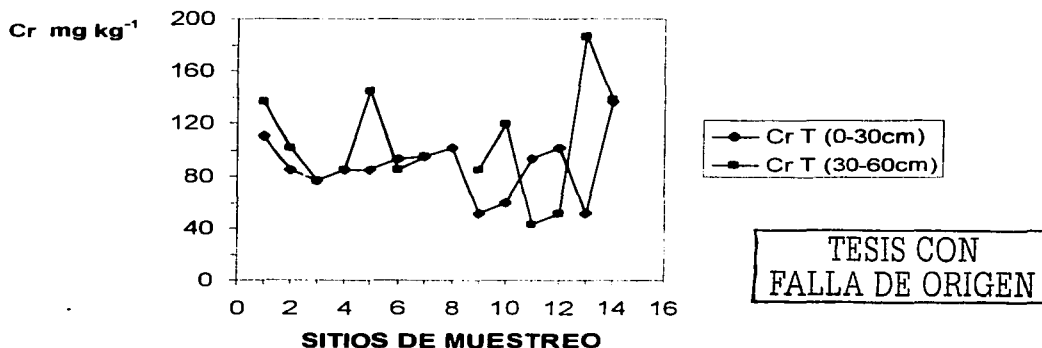


Figura 32. Comportamiento de cromo total en algunos suelos de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

El  $\text{Cr}^{6+}$  predomina en los efluentes del agua residual sin tratamiento del río Atoyac, al cual se agregan las aguas residuales, tanto de origen doméstico como industrial. Por ello, el  $\text{Cr}^{6+}$  debe ser el más abundante en el agua, que por su mayor movilidad se ha estado acumulando en la profundidad 30-60 cm a diferencia, sobre todo en el sitio 11, donde el uso del agua residual es más frecuente y en el que el Cr de aporte alcanzó hasta  $18.110 \text{ mg kg}^{-1}$ . A excepción del sitio 1 en la profundidad 0-30 cm, la concentración de Cr extractable es

homogénea en todos los sitios de muestreo incluyendo al testigo, donde las cantidades detectadas fueron del orden de  $0.040 \text{ mg kg}^{-1}$  (Figura 31), lo que demuestra que el Cr aportado por el agua residual, se ha venido precipitando, detectándose bajas concentraciones de Cr disponible para las plantas. El Cr extractable detectado en los suelos de Tecamachalco es muy inferior al reportado por Cajuste y Carrillo (1991), quienes indican cantidades de 0.10, 0.20 y  $0.40 \text{ mg kg}^{-1}$  a una profundidad de 0-8 cm en suelos del Arenal, Xochitlán y Tlaminulapa. Carrillo *et al.* (1992), reportan valores entre 0.20 y  $0.40 \text{ mg kg}^{-1}$  para suelos superficiales de seis sitios ubicados en el Valle del Mezquital y, Hernández *et al.* (1994), mencionan concentraciones del orden de  $3.58 \text{ mg kg}^{-1}$  para suelos de la Serie Actopan a una profundidad de 0-14 cm, mientras que para la profundidad de 27-70 cm, la concentración del Cr bajó hasta  $0.12 \text{ mg kg}^{-1}$ . Los valores obtenidos de Cr de aporte en las profundidades 0-30 y 30-60 cm, son inferiores a los reportados por Cajuste y Carrillo (1991) y Carrillo *et al.* (1992), obtenidos con la misma metodología, reportando valores del orden de 31.0 a 115.0 y de 35 a 94  $\text{mg kg}^{-1}$  para suelos de Xochitán y Tlaminulapa, respectivamente.

Los valores de Cr total se detectaron en promedio de 87.274 y  $103.150 \text{ mg kg}^{-1}$  para las profundidades 0-30 y 30-60 cm, respectivamente. Las concentraciones mencionadas son inferiores a las detectadas por Cajuste y Carrillo (1991), quienes obtuvieron  $115.0 \text{ mg kg}^{-1}$  de Cr total en suelos de Tlaminulapa a una profundidad de 0-8 cm. Las cantidades de Cr total obtenidas en este trabajo son semejantes a las reportadas por Hernández *et al.* (1994) y Siebe (1994), quienes mencionan concentraciones de 90.1 y  $100.0 \text{ mg kg}^{-1}$  para suelos de la Serie Progreso de 0-25 cm de profundidad, y Feozems a una profundidad de 0-26 cm, ambos en el Valle del Mezquital. Las cantidades de Cr total obtenidas en los suelos de Tecamachalco, son superiores a las reportadas por Mendoza (1981) en la década de los 70's en el mismo Valle del Mezquital, las cuales son de 21.0, 43.0 y  $69.0 \text{ mg kg}^{-1}$  para suelos

de Tula, Atitalaquia y Tlahuelilpan. Este hecho demuestra la capacidad de acumulación del Cr en los suelos agrícolas que son sometidos al riego con aguas residuales. Al comparar los resultados de Cr total con los obtenidos en otros países en suelos altamente contaminados por el uso de agua residual y lodos de plantas de tratamiento de agua residual, se observa que el Cr detectado en Tecamachalco es mucho más bajo. Galvão y Corey (1987b) y Kloke (1982) han reportado concentraciones hasta de 250 y 20 000 mg kg<sup>-1</sup> para suelos donde se han aplicado lodos residuales como mejoradores de suelos agrícolas.

### 10.2.2.3 COBALTO

	Prof.	MIN.	MAX.	PROM.	% de variación
Co extract.	0-30 cm	0.143	0.357	0.219	34.8776
mg kg <sup>-1</sup>	30-50cm	0.143	0.286	0.208	32.6483
Co aporte	0-30 cm	5.350	16.447	8.958	30.2281
mg kg <sup>-1</sup>	30-60cm	5.350	13.980	8.433	28.6341
Co total	0-30 cm	125.000	166.700	145.820	9.7138
mg kg <sup>-1</sup>	30-60cm	125.000	187.500	146.170	11.3231

Cuadro 21. Compendio de los datos de Co de algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

Las cantidades de Co extractable, de aporte y total en esta investigación fueron de 0.143 a 0.357, 5.350 a 16.447 y 125.000 a 166.700, con valores promedio de 0.219, 8.958 y 145.820 mg kg<sup>-1</sup> para la profundidad 0-30 cm; mientras que para la profundidad 30-60 cm, fue de 0.143 a 0.286, 5.350 a 13.980 y 125.000 a 187.500 con cantidades promedio de 0.208, 8.433 y 146.170 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Los valores promedio de las tres formas de Co son muy similares, con lo cual se puede inferir que las cantidades aportadas por el agua residual son mínimas, y que los valores encontrados en el suelo se deben posiblemente, al material parental. Para Co extractable y total, el análisis de varianza y de rango múltiple de

Tukey ( $P < 0.01$ ) no mostraron efectos significativos ni por profundidad ni por sitios (Anexo XXIII y XXVIII).

En la Tabla 8 y Figura 44 se otra correlación significativamente alta se dio entre el cobalto y el plomo de aporte, ya que se observaron coeficientes de correlación altos y positivos, que indican una asociación estrecha y directamente proporcional entre estos parámetros. De acuerdo con Morvedt *et al.* (1983), Alloway (1990) y Adriano (1992), la acumulación del Co se relaciona con altas cantidades de materia orgánica y arcillas. En los suelos de Tecamachalco, se observó cierta relación entre el contenido de Co de aporte y las cantidades de MO ( $r = 0.55$ ,  $P < 0.01$ ); además de una relación ligeramente más fuerte con la CIC ( $r = 0.66$ ,  $P < 0.01$ ).

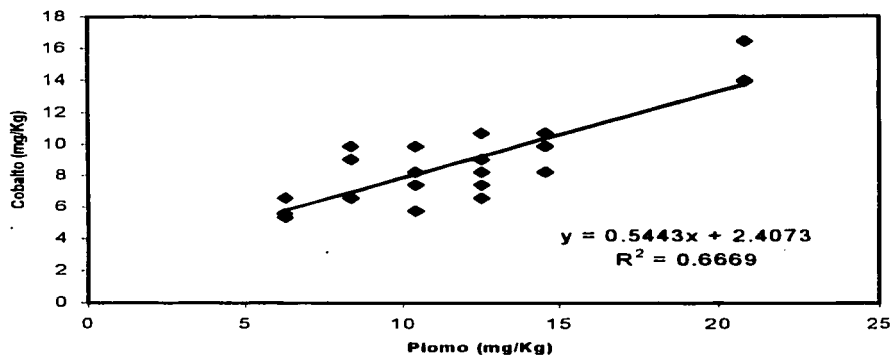


Fig. 43. Correlación entre las concentraciones de cobalto y plomo de aporte, en algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

Algunos autores como Cajuste y Carrillo (1991), mencionan al  $\text{HNO}_3$  como el mejor extractante de metales fijos a las arcillas y MO. Esta metodología se aplicó en este trabajo para extraer los metales de aporte y, precisamente, esta fracción de Co fue la que mostró relación significativa con el contenido de MO y la CIC. Por lo tanto, nuestros resultados



concuerdan con los obtenidos por los autores mencionados. Morvedt et al. (1983), señala que hay suelos donde la distribución del cobalto es muy homogénea a lo largo del perfil.

Las concentraciones del cobalto extractable obtenidos en los sitios regados con agua residual y comparándolos con los valores reportados para el sitio testigo, no existen diferencias que muestren la incorporación de este elemento en el suelo por el riego con agua residual, ya que las cantidades contenidas en el agua son muy bajas, detectándose concentraciones entre 0.033 y 0.167 mg L<sup>-1</sup> en los sitios 3 y 14 de la presa Valsequillo. Aunque la NOM-CCA-030 ECOL/93 no sanciona al cobalto para el agua con fines de riego, la calidad de ésta debe ser buena, ya que se trata de un elemento esencial para los seres vivos en pequeñas concentraciones.

De acuerdo con Morvedt (1983) y Bohn et al. (1993), hasta la fecha no existen reportes de toxicidad en las plantas por Co, por el contrario, existen numerosos reportes que indican deficiencias en rumiantes que se alimentan de forrajes con bajo contenido de este elemento, sobre todo en regiones húmedas, desde el norte de los E.U. hasta el Golfo de México, donde la adición de sales de Co es muy común, sobre todo en el Estado de Florida (Morvedt et al. 1983). Las cantidades de Co extractable, que fluctuaron de 0.143 a 0.357 mg kg<sup>-1</sup>, son muy inferiores a las obtenidas por Cajuste y Carrillo (1991), Hernández et al. (1994) y Blas (1994), quienes reportan rangos de 1.00 a 1.90, 7.36 a 11.65 y 0.44 a 1.95 mg kg<sup>-1</sup> para suelos de Tlaminulpa y Xochitan, Serie Actopan y Tepatepec (cerca del Canal Requena); pero son muy semejantes a los detectados por Blas (1994), sobre todo en Tlahuelilpan y Mixquiahuala, donde detectó concentraciones de 0.44 y 0.50 mg kg<sup>-1</sup>, contra el valor máximo obtenido en el sitio 5 que fue de 0.357 mg kg<sup>-1</sup>.

El Co de aporte fluctuó de 5.350 a 16.447 mg kg<sup>-1</sup> para la profundidad 0-30 cm (Cuadro 21). Respecto a las concentraciones en las dos profundidades (0-30 y 30-60 cm), hubo una ligera acumulación en la capa superficial, sobre todo en los sitios 1, 3, 4, 5, 6 y 11,

donde sobresale el sitio 11, detectándose de 16.447 a 13.980 mg kg<sup>-1</sup> para las profundidades 0-30 y 30-60 cm, respectivamente.

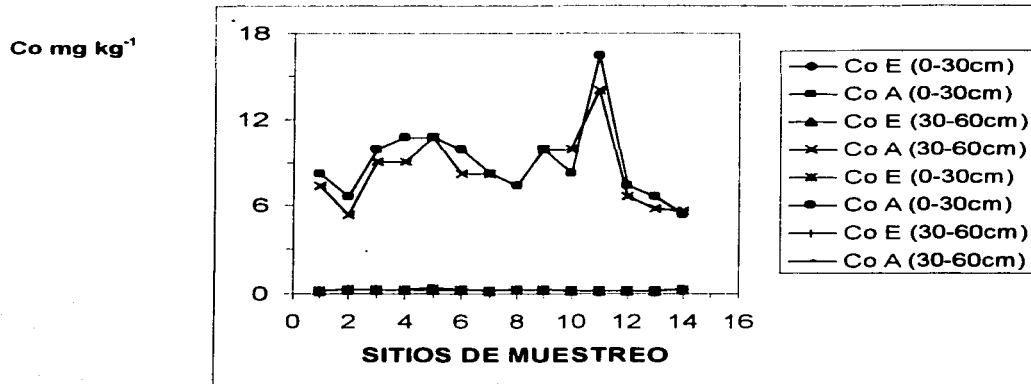


Figura 33. Comportamiento de Co extractable y de aporte en algunos suelos de Tecamachalco, Edo. de Puebla.



TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Figura 34. Comportamiento de cobalto total en algunos suelos de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

El análisis de varianza ( $P < 0.01$ ) indica que, respecto a profundidad, no existen diferencias significativas, únicamente hay efecto de sitio. El análisis de rango múltiple de

Tukey señaló las mayores diferencias entre los sitios 14, 12, 13, 5 y 11, mientras que los sitios 12, 8, 1, 7, 6, 10 y 3 son estadísticamente iguales y, a la vez, con excepción del sitio 11, comparten semejanzas con el resto de los sitios (Anexo XXV). Los contenidos del Co de aporte en Tecamachalco concuerdan con lo reportado por Morvedt *et al.* (1983), quienes mencionan que, los contenidos de Co están muy relacionados con la MO. Este tipo de relación también fue observado en este trabajo.

Las cantidades promedio del Co de aporte ( $8.958$  y  $8.433 \text{ mg kg}^{-1}$ ) de las capas 0-30 y 30-60 cm de profundidad, son inferiores a las detectadas por Blas (1994) en suelos de Tlahuelilpan y Mixquiahuala en la profundidad 0-10 cm, quien reporta valores de  $20.35$  a  $18.86 \text{ mg kg}^{-1}$ . Sin embargo, coinciden con los valores reportados por Kloke (1982), Morvedt *et al.* (1983) y Mac. Bride (1994), quienes mencionan rangos normales de 1-10, 10-15 y 1-17  $\text{mg kg}^{-1}$ , respectivamente. Morvedt *et al.*, (1983), consideran al Co extraído con  $\text{HNO}_3$  como total, y menciona que, los contenidos en el suelo varían dependiendo del material parental, contenido de materia orgánica, arcilla, CIC, profundidad del perfil, pH, óxidos, hidróxidos y carbonatos del suelo. Los mismos autores también señalan que el pH alcalino favorece la precipitación del Co. Los valores promedio de Co total para las dos profundidades (Cuadro 21), indican prácticamente una igualdad, por lo que no existe una acumulación de este elemento en la primera capa del suelo. El análisis de varianza ( $P < 0.01$ ) indicó que, no hay efectos significativos respecto a profundidades, únicamente hay efecto de sitios (Anexo XXVIII). El comportamiento del Co total en los distintos sitios de muestreo, fue menos variable en comparación con las otras dos fracciones, registrándose valores de  $125.000$  hasta  $187.500 \text{ mg kg}^{-1}$ , indicando una cierta heterogeneidad de las fuentes que han estado aportando Co a estos suelos. El análisis de varianza ( $P < 0.01$ ) indica que no hay efectos significativos de sitios (Anexo XXVIII). Los resultados obtenidos de Co en los distintos sitios de muestreo, muestran que, a excepción del sitio 5, no existe diferencia con el sitio 14, por

lo cual el uso del agua residual no está relacionado con la acumulación de Co en el suelo; en el caso del sitio 5, quizás se deba al material parental, ya que el tepetate se localiza inmediatamente después de los 30 cm. En la zona de Tecamachalco es muy común que esta capa endurecida se localice antes de los 50 cm de profundidad. INEGI (1987), reporta una capa de tepetate en el horizonte B. Los valores de Co total obtenidos en la zona de estudio, son muy superiores a los reportados por Hernández *et al.* (1994) en los suelos de la Serie Tepatepec quien menciona 40.0 mg kg<sup>-1</sup> para el horizonte de 0-17 cm. Las concentraciones promedio de Co total detectadas en Tecamachalco (Cuadro 21) coinciden con lo reportado por Morvedt *et al.* (1983), quienes mencionan que los valores normales de Co total varían ampliamente desde 0.05 hasta 300 mg kg<sup>-1</sup>; en este sentido, las cantidades de Co están dentro de lo normal. Kloke (1982) y Mac. Bride (1994), mencionan como rangos normales de Co total de 1-10 y de 1-17 mg kg<sup>-1</sup> para los suelos en general. Otro criterio más estricto es el propuesto por Page *et al.* (1988), quienes toleran únicamente 20 mg kg<sup>-1</sup>. En México probablemente no existen evidencias de toxicidad de Co, sobre todo en suelos calcáreos, donde la disponibilidad del Co es baja, pero es necesario checar continuamente este elemento, sobretodo por las cantidades tan altas, aunque sea en forma total.

#### 10.2.2.4 NIQUEL

	Prof.	MIN.	MAX.	PROM.	% de variación
Ni extract.	0-30 cm	0.216	1.439	0.883	42.1937
mg kg <sup>-1</sup>	30-60cm	0.360	1.583	0.852	43.4536
Ni aporte	0-30 cm	3.000	18.000	11.228	32.5660
mg kg <sup>-1</sup>	30-60cm	2.900	16.800	11.160	35.3743
Ni total	0-30 cm	33.330	100.000	79.760	29.7532
mg kg <sup>-1</sup>	30-60cm	33.330	105.000	78.930	24.2086

Cuadro 22. Compendio de los datos de Ni de algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

Los rangos de concentración y promedios de Níquel extractable, de aporte y total en el suelo fueron de: 0.216 a 1.439, 3.000 a 18.000, 33.330 a 100.000 mg kg<sup>-1</sup>, y con valores promedio de 0.883, 11.228 y 79.760 mg kg<sup>-1</sup> para la profundidad 0-30 cm, respectivamente. Mientras que, para la profundidad 30-60 cm: 0.360 a 1.583, 2.900 a 16.800, 33.333 a 105.000 con valores promedio de 0.852, 11.160 y 78.930 mg kg<sup>-1</sup> (Cuadro 22). Como se observa en la Figura 35 y por los coeficientes de variación, el comportamiento de níquel extractable en las dos profundidades fue el más heterogéneo. Sin embargo, en el Cuadro 22 se puede apreciar que los valores promedio en las dos profundidades son iguales, lo cual confirma el análisis de varianza (P<0.01) indicando que, no existen diferencias significativas entre las dos profundidades (Anexo XXIII).

En la Tabla 8 y Figura 45 se aprecia que, otra correlación más alta significativamente se presentó entre el níquel y el cobalto de aporte ya que presentaron un coeficiente de correlación alto y positivo, indicando una correlación estrecha y directa entre estos dos metales.

En la Tabla 4 se observa que los sitios 3, 6, 9 y 5 presentaron las mayores cantidades de Ni, en contraste con los sitios 2, 12 y 13 que registraron las más bajas de este elemento, mientras que el resto de los sitios, presentaron valores intermedios.

El valor más alto corresponde al sitio 9, lo cual se debe, igual que en otros elementos, al sistema de agricultura intensiva que se utiliza en esta parcela y la incorporación al suelo de metales como el Ni por el uso sin control de agroquímicos. Esta heterogeneidad de resultados por sitio que aparece en la Tabla 4, concuerda con el análisis de varianza y de rango múltiple de Tukey (P<0.01) que indican diferencias significativas entre los sitios 2, 12 y 9; mientras que los sitios 13, 1, 14, 4, 8, 7, 10, 11, 5 y 3, son estadísticamente iguales (Anexo XXIII). Respecto a las concentraciones de Ni extractable en las dos profundidades (Tabla 4), el valor más alto se detectó en la segunda capa (sitio 9).

Sin embargo, existe una ligera acumulación del elemento en la capa superficial, que también se puede observar en la Figura 35.

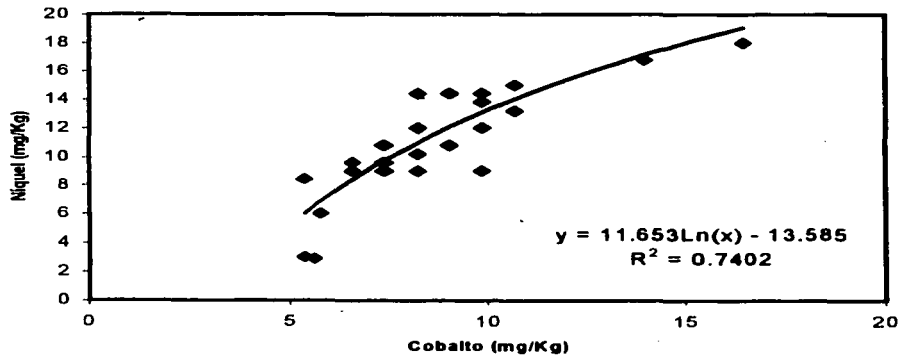


Fig. 45. Correlación entre las concentraciones de níquel y cobalto de aporte, en algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

La acumulación del Ni en el sitio 3, coincide con los valores altos de la CIC y la MO, este hecho podría perjudicar al suelo, al acumular cantidades considerables de Ni extractable, el cual es fácilmente absorbido por las plantas. Al haber altas concentraciones de Ni extractable, se pueden originar serios problemas de toxicidad, además de los problemas carcinogénicos para el hombre, pues este elemento no es biodegradable (Morvedt *et al.* 1983; Rodríguez, 1991).

En los últimos años, se ha demostrado la esencialidad de este elemento en las plantas, principalmente en algunas bacterias el Ni estimula su crecimiento (Baran, 1995). En plantas superiores no se han realizado experimentos que demuestren su esencialidad, más bien, los estudios en este campo han tendido a mostrar su toxicidad (Rodríguez, 1991). De acuerdo con la EPA (1979), el Ni es considerado como un elemento carcinogénico y

peligroso, sobre todo en sustancias como el sulfato amónico de níquel,  $\text{NiCl}_2$ ,  $\text{Ni}(\text{OH})_2$ ,  $\text{Ni}(\text{NO}_3)_2$  y  $\text{NiSO}_4$ .



**Figura 35. Comportamiento del Ni extractable y de aporte en algunos suelos de Tecamachalco, Edo. de Puebla.**



**Figura 36. Comportamiento del Ni total algunos suelos de Tecamachalco, Edo. de Puebla.**

**TESIS CON  
MALLA DE ORIGEN**

Las altas concentraciones de Ni en el suelo se deben a que es un elemento muy común en los suelos agrícolas, que proviene tanto del material parental como de los pesticidas, escorias de minas, aguas residuales y lodos de tratamiento de aguas residuales. De acuerdo con Rodríguez (1991), la producción mundial anual de Ni es de 800 000 toneladas métricas año<sup>-1</sup>, de las cuales más del 80% es de origen antropogénico, lo que representa un peligro potencial en la naturaleza, especialmente en los suelos y mantos acuíferos, ya que es uno de los elementos de transición con mayor solubilidad y movilidad.

Las concentraciones detectadas de Ni en esta investigación, incluyendo el testigo, son muy superiores a las cantidades reportadas por Cajuste *et al.* (1991), quienes mencionan valores de 0.09, 0.20 y 0.40 mg kg<sup>-1</sup> para suelos de El Arenal, Xochitán y Tlaminulpa, en el DDR 063, Hgo. Aunque en ambos distritos de riego se utilizan aguas residuales para riego, la diferencia en las concentraciones se debe, probablemente, a que los suelos del DDR 063 presentan mayores concentraciones de MO, arcillas y una CIC mayor, lo cual retiene una mayor cantidad de Ni.

A diferencia del Ni extractable, el de aporte fue ligeramente menos heterogéneo en las dos profundidades (Figura 35), detectándose concentraciones de 3.000 (sitio 14) testigo, 18.000 (sitio 11), 2.900 (sitio 14) y 16.800 (sitio 11) mg kg<sup>-1</sup> para las dos profundidades 0-30 y 30-60 cm (Tabla 4). En algunos sitios hay una mayor acumulación de níquel de aporte en la capa superficial, destacando el sitio 11, donde se detectaron hasta 18.0 mg kg<sup>-1</sup>, en contraste con el sitio 14 donde se encontraron las cantidades más bajas (Figura 35). Sin embargo, los valores promedio en las dos profundidades estadísticamente son iguales (Cuadro 22) (Anexo XXVI). Mientras que los valores obtenidos de Ni de aporte por sitio, como se observa en la Figura 35, en las dos profundidades son muy heterogéneas, lo cual coincide con el análisis de varianza y el análisis de rango múltiple de Tukey (P<0.01) que señalan diferencias significativas, presentándose las mayores diferencias entre los sitios 3,



4, 5, 6, 7, 11, y 14; mientras que los sitios 2, 1, 8, 12, 10 y 9 son estadísticamente iguales y, a excepción de los sitios 14 y 11, los demás presentan semejanzas entre sí (Anexo XXVI).

Al comparar las cantidades de Ni de aporte detectadas en los distintos sitios de muestreo con el testigo, prácticamente no se notó el efecto del agua residual como ocurrió con el Ni extractable, a excepción de los sitios 11 y 7. Las cantidades de Ni en el sitio testigo (14), fueron menores en la mayoría de los casos, a las observadas en los sitios regados con agua residual. Este hecho pone de manifiesto, al igual que con el Ni extractable, el efecto de la agricultura intensiva y el uso de agroquímicos, como ha sido demostrado por Tamariz (1996) en los suelos del municipio de Atlixco regados con agua residual del río Atoyac, quien detectó mayores concentraciones de Cr y Pb en las parcelas regadas con agua de pozo que en las regadas con agua residual. El autor atribuye la acumulación de estos elementos al tipo de agricultura y al uso excesivo de agroquímicos.

Los valores promedio de Ni de aporte (Cuadro 22), coinciden con las cantidades de Ni reportadas por Chiu and Chou (1991) para suelos de China, quienes reportan concentraciones promedio de 12.5, 10.8, 11.1, 10.4, 11.5 y 9.3 mg kg<sup>-1</sup> para las profundidades de 0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50 y 50-60 cm. En los suelos estudiados por estos autores, al igual que en los suelos de Tecamachalco, las mayores concentraciones se detectaron en la capa superficial, aunque en algunas capas intermedias también se presentó una cierta acumulación de Ni. En la capa inferior, la concentración de este elemento bajó de 12.000 a 9.000 mg kg<sup>-1</sup>, al igual que en varios sitios de Tecamachalco, donde la diferencia fue considerable (Tabla 6, Figura 8). De acuerdo con Morvedt *et al.* (1983), el Ni es fácilmente intemperizado en una zona agrícola, considerando que las cantidades detectadas en los suelos de Tecamachalco son altas, sobre todo, tratándose de un elemento catalogado por la EPA (1979), como peligroso por los efectos que ocasiona en los seres vivos. En la Figura 36 están los valores totales de Ni, y por los coeficientes de

variación son los menos heterogéneos. El Ni se encuentra formando parte de los silicatos y algunas formas ocluidas en ciertos compuestos orgánicos, resistentes al ataque del HNO<sub>3</sub> 4M durante el tratamiento, además forma complejos con algunos constituyentes inorgánicos como los hidróxidos de Fe y Al, por lo cual, gran parte del elemento es de origen natural.

Comparando las concentraciones de Ni en los distintos sitios de muestreo con el sitio testigo, éstos, a excepción del sitio 11, fueron mucho más altos. Cuando se comparan las concentraciones promedio de Ni en las dos profundidades, al igual que en las demás formas, se encontró un valor ligeramente más alto en la capa superficial, pero como se observa en el Anexo XXVIII y, de acuerdo con el análisis de varianza, no existen diferencias significativas; mientras que respecto a sitios, el análisis de rango múltiple de Tukey indica que sí existen diferencias significativas, donde las mayores diferencias se dieron entre los sitios 4 y 14, en tanto que los sitios 3, 2, 1, 7, 8, 10, 12, 5, 6, 9, 11 y 13 son estadísticamente iguales y presentan semejanzas con los demás. Los valores promedio de Ni total que aparecen en el Cuadro 22, son superiores a las cantidades más frecuentes reportadas por Kloke (1982), que van de 2-50 mg kg<sup>-1</sup>. Este mismo autor, además de Rodríguez (1991), recomiendan como valor límite tolerable de 50 mg kg<sup>-1</sup> de Ni en forma total. Por lo tanto, se considera que los suelos de Tecamachalco se encuentran excedidos de Ni, sobretodo, tratándose de suelos cuyo riego con agua residual es únicamente de auxilio. De acuerdo con el Cuadro 22 los valores son superiores a las concentraciones detectadas por Blas (1994), quien menciona 16.12, 30.38 y 44.88 mg kg<sup>-1</sup> de Ni total en los sitios 31, 119 y 183 en el Valle del Mezquital. Las concentraciones de Ni total en esta investigación, son superiores a las cantidades consideradas como fitotóxicas por Page *et al.* (1988) quienes recomiendan como valores promedio de 22 mg kg<sup>-1</sup>. La mayoría de los valores detectados este trabajo están dentro de los rangos recomendados por Kabata-Pendias (1992), Kloke (1982) y Linzon

(1978) quienes mencionan como valores máximos permisibles cantidades de 100, 100 y 100 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

### 10.2.2.5 CADMIO

	Prof.	MIN.	MAX.	PROM.	% de Variación
Cd extract.	0-30 cm	0.016	0.064	0.036	33.4755
mg kg <sup>-1</sup>	30-60cm	0.024	0.048	0.034	19.8447
Cd aporte	0-30 cm	0.210	0.847	0.484	32.9139
mg kg <sup>-1</sup>	30-60cm	0.310	0.389	0.676	29.5601
Cd total	0-30 cm	4.494	8.989	6.741	29.2402
mg kg <sup>-1</sup>	30-60cm	2.247	8.989	6.273	36.3135

Cuadro 23. Compendio de los datos de Cd de algunos suelos del municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

El Cd extractable, de aporte y total fluctuó de 0.016 a 0.064, 0.210 a 0.847 y 4.494 a 8.989 con valores promedios de 0.036, 0.484 y 6.741 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente, para la profundidad de 0-30 cm; para 30-60 cm las cantidades fluctuaron de 0.024 a 0.048, 0.310 a 0.389 y 2.247 a 8.989 con valores promedio de 0.034, 0.676 y 6.273 mg kg<sup>-1</sup> (Cuadro 23).

La variabilidad de los valores de Cd extractable y de aporte en las dos profundidades es muy semejante. En los sitios 5 y 10, se encontraron las mayores diferencias en las dos profundidades. Hay similitud en los valores promedio del Cd en sus dos formas que aparecen en el Cuadro 23, lo cual se confirma con el análisis de varianza ( $P < 0.01$ ) que, en lo que respecta a las dos profundidades, no existen diferencias significativas. El análisis de rango múltiple indica que, únicamente el Cd extractable presentó diferencias significativas entre los sitios 8, 1, 9 y 10; mientras que los sitios 6, 7, 12, 13, 4, 2, 3, 5, 11 y 14 son estadísticamente iguales, y a la vez, presentan semejanzas con los demás (Anexos XXIV y XXVI). El Cd total, de acuerdo a los análisis estadísticos, muestra que no existe efecto significativo, ni por profundidades, ni por sitios, por lo que los valores promedio obtenidos, tanto por profundidad y por sitio, son estadísticamente iguales (Anexo XXIX).

De acuerdo con la Tabla 4, las concentraciones detectadas de Cd en los sitios 5 y 10, y en menor proporción los sitios 4 y 9, fueron los que influyeron para que los valores promedio detectados por profundidad fueran un poco más altos en la primera profundidad, ya que el valor promedio para la profundidad 0-30 cm fue de 0.036, y para la profundidad 30-60 cm, 0.034 mg kg<sup>-1</sup>, observándose una ligera diferencia a favor de la capa superficial.

En general, la acumulación del Cd en los suelos se relaciona con la materia orgánica y los carbonatos. En el DDR 030, las cantidades de Cd extractable fueron bajas y su presencia no se puede relacionar con dichos factores, ya que los sitios donde se detectaron las mayores concentraciones de Cd, no son los que presentan los mayores porcentajes de MO. En los valores de Cd extractable que están en la Tabla 4, prácticamente no existen diferencias entre el Cd del sitio testigo (14) y los otros sitios de muestreo. Probablemente, por lo que lo más probable, es que el Cd de origen antropogénico se esté precipitando en los sedimentos del río Atoyac, en la presa Valsequillo y en el suelo, ya sea en forma de CdCO<sub>3</sub>, CdSO<sub>4</sub>, CdCl<sub>2</sub> o formando complejos con la MO; sin embargo, el Cd no forma fácilmente complejos organometálicos. Las bajas concentraciones de Cd extractable presentes en Tecamachalco, son de gran importancia para la agricultura, sobretodo, tratándose de un elemento tan tóxico y carcinogénico como el Cd. Los efectos bioquímicos del Cd son muy variados, inhibe numerosos procesos celulares, y afecta el metabolismo de varios elementos esenciales como el Ca, Cu, Fe y el Zn, sobre todo cuando estos elementos se encuentran en forma deficiente. En el caso del Ca, el Cd lo sustituye en los tejidos duros como los huesos, reblandeciéndolos y haciéndolos muy quebradizos (Baran, 1995).

Las cantidades promedio de Cd extractable detectadas en Tecamachalco y que aparecen en el Cuadro 23, son muy inferiores a las que obtuvieron Cajuste *et al.* (1991), Flores *et al.* (1992), Hernández *et al.* (1994), Blas (1994) y Siebe (1994), quienes reportaron 0.30 y 1.5; 5.1, 6.8, 7.9 y 7.9; 7.72; 2.67 y 5.07; y 1.55 mg kg<sup>-1</sup>, para suelos superficiales de

Xochitlan y Tlaminulpa; para los sitios número 63, 82, 62 y 76; suelos de la Serie Actopan; para los sitios 119 y 183 ambos en el Valle del Mezquital y para los suelos Feozems, respectivamente.



Figura 37. Comportamiento del Cd extractable y de aporte en algunos suelos de Tecamachalco, Edo. de Puebla.



Figura 38. Comportamiento del Cd total algunos suelos de Tecamachalco, Edo. de Puebla.

Las diferencias que existen entre las cantidades de Cd extractable en Tecamachalco y el Valle del Mezquital, se deben probablemente, a que esta última es una de las zonas más impactadas por el uso del agua residual, por su complejidad y cantidad de contaminantes, además del tiempo en el que se han venido utilizando estas aguas con fines de riego. Mientras que en Tecamachalco, el empleo de agua residual es más reciente, y la carga de contaminantes es menor que la que contiene el agua residual de la ZMCM. La precipitación del Cd en los sedimentos del río Atoyac, contribuye con la disminución del Cd al llegar a los suelos agrícolas, ya que Méndez et al. (1995), han reportado hasta 11.028 mg kg<sup>-1</sup> como promedio de Cd en los sedimentos de este río.

Las cantidades de Cd de aporte extraídas con HNO<sub>3</sub> 4M, presentan valores promedio de 0.484 y 0.676 mg kg<sup>-1</sup> para las profundidades 0-30 y 30-60 cm, respectivamente. Estos datos, aparentemente indican una mayor acumulación del Cd en la profundidad 30-60 cm. Sin embargo, como se observa en la Figura 37, el comportamiento del Cd en las dos profundidades es muy similar a excepción del sitio 10, donde las concentraciones de Cd en la segunda capa alcanzó hasta 3.390 mg kg<sup>-1</sup>. De acuerdo con los datos que aparecen en la Tabla 4, en la mayoría de las muestras existe una ligera acumulación de Cd en la primera capa del suelo, lo que concuerda con Morvedt et al. (1983) y Alloway (1990), quienes reportan que, el Cd tiende a acumularse en la capa superficial. En algunos suelos agrícolas de Tecamachalco, ha estado ocurriendo un proceso de acumulación de Cd, lo cual se puede constatar con las concentraciones detectadas en las fracciones de aporte y total en los sitios 1, 3, 4, 6, 11 y 12 donde la fertilización fosfatada es frecuente, presentándose el elemento en mayores concentraciones. En el caso del sitio 10, las concentraciones de Cd son muy altas, y su presencia además de la fertilización, se debe a la influencia del agua de riego. La cercanía del sitio 10 con el canal principal, hace suponer los riegos se efectúan con más frecuencia. De donde provenga el Cd en el sitio 10, su presencia indica que ha sido

aportado al suelo, y de acuerdo con Alloway (1990), y por el pH alcalino que prevalece en la zona, lo más probable es que se encuentre precipitado como CdO, CdCO<sub>3</sub>, CdSO<sub>4</sub>, Cd<sub>3</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub> y/o CdCl<sub>2</sub>, lo cual representa un peligro latente para los cultivos. La vida media del Cd en la litósfera es de 15 a 1100 años; en lodos y sedimentos es de  $2-5 \times 10^5$  años, y en el humano es de 330-750 días, representando un problema de contaminación a largo plazo y, más aún, cuando el uso del Cd se ha diversificado tanto en las últimas décadas. Actualmente, varios países han restringido su uso o lo están planeando, pero casi todos han tenido una herencia de contaminación originada por varias fuentes (Alloway, 1990). Cuando se comparan las concentraciones de aporte promedio de Cd 0.484 y 0.676 mg kg<sup>-1</sup>, para las profundidades 0-30 y 30-60 cm, con las obtenidas por otros autores en suelos del Valle del Mezquital, con el mismo extractante, se puede mencionar que, a excepción del sitio 10, éstas son inferiores. Por ejemplo, Cajuste *et al.* (1991), mencionan valores promedio de 1.4 y 2.7 mg kg<sup>-1</sup>, para los suelos de Xochitán y Tlaminulpa, respectivamente, en la profundidad de 0-15 cm.

Las cantidades totales promedio de Cd detectadas en esta investigación en las profundidades 0-30 y 30-60 cm, fueron 6.741 y 6.273 mg kg<sup>-1</sup>. Estos valores, aunque representan el Cd total, son importantes, ya que dan una idea de la acumulación del elemento por el uso del agua residual, y los demás factores naturales y antropogénicos. Además, la mayoría de los valores que se manejan a nivel internacional como fitotóxicos por varios autores, se refieren al Cd en forma total.

Al comparar las concentraciones de Cd obtenidas en los distintos sitios con el testigo, en general se puede decir que no existe diferencia. En el sitio testigo se presentaron mayores concentraciones de Cd que en los sitios 1, 5, 11, 12, 13 y 14, lo cual posiblemente se deba a que el sitio testigo es donde se fertiliza con mayor frecuencia con fertilizantes fosfatados, en cuya fabricación se emplea roca fosfórica de Baja California rica

en Cd. Por lo tanto, por tratarse de una parcela de riego, donde se obtienen 2 o 3 cosechas al año, el tipo de fertilización y el tipo de agricultura han estado contribuyendo con la acumulación del elemento en el sitio testigo.

En la muestra 10 se presentaron las mayores concentraciones de Cd de aporte; con el total no ocurrió de la misma manera. Posiblemente, en este sitio 10 el Cd de aporte y parte del total, estén precipitados como  $\text{CdCl}_2$ , el cual es más soluble, además de otras formas que se puedan extraer con facilidad utilizando  $\text{HNO}_3$  4M. Las cantidades totales del elemento detectadas en Tecamachalco son semejantes a las reportadas por Flores *et al.* (1992), quienes mencionan valores de 5.1, 5.1, 6.8, 7.9 y 7.9  $\text{mg kg}^{-1}$  para los sitios 138, 63, 82, 62 y 76, respectivamente; y por Hernández *et al.* (1994), quienes reportan 7.9  $\text{mg kg}^{-1}$  de Cd total para un perfil de suelos de la Serie Actopan, a una profundidad de 0-14 cm, para suelos del Valle del Mezquital. En esta misma zona Blas (1994), menciona concentraciones superiores a las detectadas en Tecamachalco, que fluctúan entre 8.61, 26.92 y 43.59  $\text{mg kg}^{-1}$  de Cd para los sitios 119, 83 y 183, respectivamente, en el horizonte superficial de dichos suelos.



**11. CONCLUSIONES**

- El agua de la presa Valsequillo se caracteriza por ser ligeramente alcalina y con ligeros problemas de salinidad durante el año, ya que las sales que se forman son ligeramente alcalinas como son:  $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ ,  $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$ ,  $\text{NaCl}$  y, en mucho menor cantidad,  $\text{CaSO}_4$  y  $\text{MgSO}_4$ .
- Los valores de pH y CE son inferiores a los rangos establecidos por la NOM-CCA-032-ECOL/93 (pH 6.5 a 8.5 y CE de  $2000 \mu\text{S cm}^{-1}$ ), por lo que el agua de la presa Valsequillo es de buena calidad durante todo el año.
- Según la clasificación del agua con fines de riego agrícola propuesta por la USDA (1954) el agua de la presa, sobre todo el primer y gran parte del tercer muestreo, se considera satisfactoria para el riego respecto al contenido de sales, ya que la CE es inferior a  $750 \mu\text{S/cm}$ .
- De acuerdo con la CE y la relación de adsorción de sodio (RAS) el agua de la presa Valsequillo se clasifica de  $\text{C}_2\text{S}_1$  a  $\text{C}_3\text{S}_1$ , indicando que el peligro de sodicidad es bajo durante todo el año, siendo la única limitante la CE que la clasifica entre un nivel medio y alto de salinidad.
- El uso del agua de la presa, debe limitarse al riego de cultivos tolerantes o menos sensibles a la salinidad, que se desarrollan en suelos con una buena permeabilidad, buen drenaje y manejo adecuado.
- Las concentraciones de cationes y aniones presentes en el agua de la presa a excepción del Na y de los  $\text{HCO}_3^-$ , se encuentran moderadamente altas en los tres muestreos; mientras que, con relación al Na su concentración más elevada fue de  $3.15 \text{ mmol L}^{-1}$  en el tercer muestreo, presentando el agua ciertas restricciones para ciertos cultivos con respecto a este ión.

- Los metales Pb, Cr, Co y Ni presentes en el agua de la presa se encuentran dentro de los límites permisibles por las normas oficiales mexicanas para el riego agrícola. Mientras que el Cd se encuentra excedido, particularmente en el segundo muestreo.
- En general, el análisis de varianza realizado indica que, en cuanto a las propiedades físicas, químicas, y contenido de metales pesados del agua de la presa Valsequillo, no existen efectos significativos de sitios, lo cual indica una homogeneidad del cuerpo de agua.
- Las mayores diferencias significativas se dieron en cuanto a muestreos, sobre todo en los aniones, Pb, Cr y Co; mientras que, en el contenido de cationes, Ni y Cd, los muestreos 1 y 2 fueron estadísticamente iguales y distintos al tercer muestreo, lo cual indica que el contenido de estos constituyentes es mayor en la época de estiaje (muestreos 1 y 2), y disminuye en la época de lluvias (tercer muestreo).
- Los metales pesados no mostraron correlaciones con las propiedades físicas y químicas del agua, ni entre ellos.
- Los suelos de la zona de estudio se caracterizan por presentar una textura arenosa, una buena permeabilidad y una baja retención de humedad son, además, de reacción alcalina, con concentraciones altas de cationes intercambiables, con una CIC media, pobres en MO y NT y medios en fósforo asimilable.
- El aporte de MO, NT y P entre otros nutrimentos en los suelos del DDR 030 por el uso del agua residual no es significativo, ya que la agricultura en la mayor parte de este distrito es de temporal, y los riegos son únicamente de auxilio, por lo que las diferencias con el sitio testigo son mínimas.
- Los suelos del DDR 030 no presentan problemas de salinidad, por lo que las concentraciones de aniones son bajas. Sin embargo, al igual que con el agua de la presa Valsequillo, la CE podría presentar ciertas restricciones para el desarrollo de ciertos cultivos sensibles a la salinidad.

## ***CONCLUSIONES***

- **Los bajos niveles de metales pesados extractables detectados en los suelos indican que, aunque su presencia en el agua de riego es baja, éstos se han estado precipitando en el suelo, ya que su presencia en forma total, incluyendo el sitio testigo, y de acuerdo con algunos autores, están en niveles cercanos a la fitotoxicidad. La presencia de metales pesados en cantidades considerables en el sitio testigo indica que, la mayor parte de los metales pesados presentes en los suelos del DDR 030, provienen del material parental y de los agroquímicos. Sin embargo, mientras se le de un buen manejo al suelo y se conserve la alcalinidad de éste, la presencia de metales pesados, aunque sea en forma no disponible, no representa mucho riesgo.**
- **El análisis de varianza realizado en las muestras de suelo indica que, con algunas excepciones, no existen efectos significativos con respecto a las profundidades del suelo en los distintos parámetros analizados. Mientras que, respecto a sitios, estos parámetros, en la mayoría de los casos si mostraron diferencias significativas .**
- **El análisis de correlación indica que los niveles de correlación altamente significativas se presentaron entre la CIC y Ca intercambiable; NT y MO; Co y Pb, Cr y entre Ni y Co, ambos de aporte.**

## **12. SUGERENCIAS**

Con base en los resultados obtenidos de las características físicas y químicas del agua de la presa Valsequillo, así como de los niveles de Pb, Cr, Co, Ni y Cd solubles, se dan las siguientes sugerencias:

- **Establecer un monitoreo permanente del agua del río Atoyac y del sedimento a lo largo de su recorrido, desde Río Frío, San Martín Texmelucan, Moyotzingo, Puebla, presa Valsequillo hasta los canales de riego del DDR 030 que permita detectar el comportamiento dinámico de los metales pesados y su acumulación en el suelo.**
- **El uso del agua de la presa Valsequillo debe restringirse para riego de los cultivos sensibles a la salinidad.**
- **La presencia de metales pesados solubles en el agua, sobre todo del cadmio, que excede los límites máximos permisibles por las Normas Oficiales Mexicanas para agua de riego agrícola, indica que esta agua debe ser tratada antes de ser vertida al río, ya que estos metales se acumulan en el suelo representando un peligro latente en la cadena natural suelo-planta-hombre.**
- **De acuerdo con los valores de conductividad eléctrica de los suelos de Tecamachalco, se sugiere que se vigile y se conserve la alcalinidad del suelo, la cual contribuye con la inmovilidad de los metales pesados en el suelo, y la no disponibilidad de éstos por las plantas.**
- **Por la magnitud e importancia que representa el DDR 030 en la producción agrícola del Estado, es necesario que se realicen proyectos interdisciplinarios que tiendan a evaluar a nivel experimental los efectos del agua residual en los cultivos.**
- **Que se realicen proyectos de investigación que permitan conocer el comportamiento dinámico de los metales pesados en el suelo por medio de extracciones secuenciales, que indiquen la fracción en la que se encuentran mayormente retenidos, y los peligros de ser liberados y su disponibilidad por las plantas.**

**13. BIBLIOGRAFIA**

- Aceves V.O. (1982). **Simulación Física y Matemática de los Procesos de Ensaltramiento de Suelos**. S.R.H. Direc. de Est. y Est. Económicos Salinidad de los Suelos y Calidad del Agua de Riego.
- Adriano D.C. (1992). **Biogeochemistry of Trace Metals. Advances in trace substances research**. Lewis Publishers. USA 513 p.
- Aguilera H. N. y Domínguez R. I. (1989). **Metodología de análisis físico-químicos de suelos**. Fac. de Ciencias, UNAM. 34 págs.
- Allaway W.H. (1968). **Agronomic controls environmental cycling of trace elements**. Adv. Agronomy 20: 235-274
- Alloway B.J. (1990). **Heavy metals in soils**. John Wiles and Sons, Inc. New York USA 339 pp.
- Alvarez R. U., Rosales H. L. y Carranza E. A. (1986). **Heavy metals in Blanco river sediments, Veracruz, México**. An. Inst. Ciencias del Mar y Limnología. UNAM, p. 1-10.
- APHA-AWWA-WPCF (1980). **Standar methods for the examination of water and wastewater** A. P. H. A., Water Pollution Control Federation. 15ª Ed., Washington, D.C. 1134 págs.
- Applegate S.P., Espinosa A.L., López N.P. (1984). **Libreto guía de la excursión "Las calizas litográficas de la cantera Tlayua en Tepexi de Rodríguez, Puebla"**. Sociedad Geológica Mexicana. VII Convención Geológica Nac. Instituto de Geología, UNAM, México 70 págs.
- Arango M.J. (1990). **Panorama General Sobre la Re-utilización del Agua en el Riego grícola en México**. Taller Internacional Reuso del Agua en la Agricultura. Experiencia México-Israel. CNA-IMTA. México.
- Archer F. C. and Hodgson I. H. (1987). **Total and extractable trace element contents of soils in England and Wales**. Jour of Soil. Sci. 38, p. 421-431.
- Armienta M., Rodríguez R., Cruz M. O., Ceniceros N. y Aguayo A. (2000). **Especiación y efectos ambientales del cromo en suelos contaminados del Valle de León. La edafología y sus perspectivas al siglo XXI**. México, pp. 224-229.
- Ayala G. M. C. (2000). **Evaluación del nivel de contaminación de las aguas municipales de la Universidad Autónoma de Chapingo y zonas aledañas, utilizadas con fines agrícolas en algunos suelos del ejido de "Boyeros" Chapingo, Edo. de Méx. FES-Z UNAM. Méx. DF 77 p.**
- Báez P. A.; Belmont R. y González O. (1975). **Modificación de la Calidad de las Aguas del Lago de Xochimilco, por el uso de aguas negras en su recarga**. Primer Congreso Ibero del Medio Ambiente. Madrid, España. 1055-1069 pp.
- Badillo G. F. J. (1986). **Evaluación preeliminar de la contaminación por metales pesados en el río Blanco, Ver. Tesis prof. ENEP-Iztacala, UNAM. Méx. 64 p**
- Baran E. J. (1995). **Química bioinorgánica**. Mc.Graw-Hill/Inter. de España. S. A. 315 pp.

- Baver L. D.; Gardner W. H. y Gardner W. R. (1972). Física de suelos. Edit. UTEHA.
- Bear F. E. (1966). Chemistry of soils: Reinhold N. Y. 515 pp.
- Black C. A. (1965). Methods of Soil Analysis. Chemical and Microbiological Properties. Part 2. Number 9 in the series Agronomy. American Society of Agronomy, Inc., Publisher Madison, Wisconsin, USA. 798 pp.
- Blas M. G. (1994). Estudio de algunos metales pesados en cuatro perfiles de suelo, pertenecientes al D.D.R. 063, Estado de Hidalgo. Tesis de Lic. FES-Zaragoza, UNAM. Méx. 86 p.
- Bohn H. L.; Mc Neal B. L. y O'Connor G. (1993). Química de suelos. Ed. Limusa. 370 p.
- Bolt G. H. and Bruggenwert M. G. M. (1976). Soil Chemistry A. Basic Elements. Elsevier Scientific Publishing Company. 281 p.
- Bonilla y Fernández N.; Flores D. L.; Gaspar R. H.; Valera P. M. A. y González M. J. (1995). Evaluación de la contaminación por metales pesados en suelos, planta y agua por efecto de riego con aguas negras en la región de Huaquechula y Atlixco, Pue. Simp. Universitario de Edafología, Fac. de Ciencias. UNAM. 252 p.
- Bornemisza E. (1982). Introducción a la Química de Suelos. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Washington. D. C.
- Botello A. V. y Páez O. F. (1986). El problema crucial: la contaminación. En: Serie medioambiente en Coatzacoalcos. Vol. 1 (Editado por el Centro de Ecodesarrollo). México D. F. Págs. 62-85.
- Bowen H. J. M. (1979). Environmental Chemistry of the elements. Academic Press, London.
- Bradford G. R., Page A. L., Lund L. J. and Olmstead W. (1975). Trace element concentrations of sewage treatment plant effluents and sludges, their interactions with soils and uptake by plants. J. Environ. Qual. 4: 123-127.
- Buckman H. O. y Brady M. C. (1977). Naturaleza y propiedades de los suelos. Editorial Montaner y Simón, Barcelona, España. 590 p.
- Cajuste L. J. (1977). Química de suelos. Editorial C. P. Chapingo, México.
- Cajuste L. J. y Carrillo G. R. (1991). La contaminación por metales pesados en suelos agrícolas y aguas residuales. Primer Simp. Nac. de Agricultura Sostenible. Colegio de Postgraduados. México. Págs. 237-246.
- Canovas C. J. (1990). Calidad Agronómica de las aguas de riego. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, España. 55 pp.
- Cárdenas L. S. P.; Méndez B. L. y Ramírez C. I. (1990). Estudio preliminar de algunos aspectos biológicos y de contaminación para las especies Mugil curema (Valenciennes), Cathorops melanopus (Gunther) y Brevoortia patronus (Goode) (Pises teleoste) en la Laguna de Pueblo Viejo, Veracruz. Tesis prof. ENEP-Z, UNAM. 112 p.

- Carrillo G. R.; Cajuste L. J. y Hernández L. (1992). Acumulación de metales pesados en un suelo regado con aguas residuales. *Revista Terra* 10-2: 166-173.
- CE-CCA-001/89. Criterios de calidad del agua. *Diario Oficial de la Federación*, 2 de diciembre de 1989.
- Chapman H. D. y Pratt P. F. (1979). *Métodos de análisis para suelos, plantas y aguas*. Ed. Trillas. México. 172 pp.
- Chino M.; Moriyama K.; Saito H.; Mori T. (1991). The amount of heavy metals derived from domestic sources in Japan. *Journal Water, Air and Soil Pollution*, 57-58, 829-837.
- Chiu Ch. and Chou Ch. H. (1991). The distribution and influence of heavy metals in mangrove forests of the Tamshui in Taiwan. *Soil Sci. Plant Nutr.* 37 (4), 659-669.
- CNA – IMTA y BGS (1995). Impact of wastewater reuse on ground water in the Mezquital Valley, Hidalgo State , Mexico. Phase I Report, 80 p.
- Coras M. P. M. (1999). *Calidad Química del Agua para Riego*. Universidad Autónoma de Chapingo. Departamento de Fitotecnia. Méx. 123 p.
- Corey O. G. y Galvão A. C. (1989). Plomo. *Serie Vigilancia No. 8*. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. Metepec. México 103 p.
- C.S.T.P.A. (1980). *Handbook on reference methods for soil testing. Concil Soil Testing and plant analysis*. Athens Georgia. USA.
- Devlin R. M. (1989). *Fisiología Vegetal*. Ed. Omega S. A. Barcelona, España.
- Douchafour P. H. (1985). *Edafogénesis y clasificación*. Editorial Masson, Barcelona, España.
- Duffus J. H. (1983). *Toxicología ambiental*. Edic. Omega, Barcelona, España. 173 p.
- El-Bassan M. and Tietjen C. (1977). Municipal sludge as organic fertilizer with special reference to the heavy metals constituents in soil organic matter studies. Vol. 2 IAEA. Viena p. 25-32.
- Esser K. B.; Helmke P. A. and Bockheim J. G. (1991). Trace Element Contamination of Soils in The Indiana Dunes. *J. Environ. Qual.* 20: 492-496.
- Etchevers B. J.; Espinosa W. G. y Riquelme E. (1971). *Manual de fertilidad y fertilizantes*. 2da. Edición corregida, Universidad de Concepción, Fac. de Agronomía, Chillán Chile.
- Fassbender H. W. y Bornemisza E. (1987). *Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina*. Editorial ICA. Costa Rica. 400 p.
- Fergusson, J. E. (1990). *The heavy elements. Chemistry, Environmental Impact and Health Effects*. Pergamon Press. 599 p.
- Flores D. L.; Hernández S. G.; Alcalá M. R. And Maples V. M. (1992). Total contents of cadmium, Koper, manganese and zinc in agricultural soils irrigated with wastewater from Hidalgo, México. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 8: 37-46.

- Flores R. A. (1993). Diagnóstico y evaluación de los grados de contaminación de los suelos del transecto Tézlez-Pachuca por metales pesados presentes en las aguas residuales del Río de las Avenidas y el colector central de Pachuca. Tesis de Licenciatura. F.E.S. Zaragoza. 92 pp.**
- Food and Drug Administration (1978). Fed. Reg. Ref. CPG 71 08. 07.**
- Fuentes A. L. (1990). El corredor industrial Puebla-San Martín Texmelucan. Rev. Geog. Vol. III, Núm. 4, pp. 19-30.**
- Galvão A. C. y Corey O. G. (1987a). Cadmio. Serie vigilancia No. 4. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. Metepec. México 69 p.**
- Galvão A. C. y Corey O. G. (1987b). Cromo. Serie vigilancia. No. 5. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. Metepec. México 66 p.**
- García E. (1988). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. México 217 págs.**
- García M. M. R. (1992). Contaminantes tóxicos prioritarios en aguas. Univ. Aut. de Chapingo. Méx. 294 pp.**
- García O. J. (1990). Experiencia Tecnológica del Aprovechamiento del Agua Residual en la Agricultura. Comisión Nacional del Agua. IMTA.**
- García Z. A. M. (1989). "Estudio del grado de contaminación por Pb, Cd y Cr en suelos y tejidos vegetales por el uso de aguas residuales en los Municipios de Tlaxcoapan, Tlahuelilpan y Atitalaquia, Hgo. (D.D.R. 063)". Tesis Lic. FES-Cuautitlán. UNAM.México.**
- Gavande S. A. (1976). Física de suelos, principios y aplicación. 4ta. Reimpresión. Editorial Limusa. México. 351 pp.**
- Grande L. R. (1974). Métodos para análisis físicos y químicos en suelos agrícolas. Univ. Aut. de San Luis Potosí, Inst. de Investigación de Zonas Desérticas. S.L.P., México. 74 pp.**
- Guajardo V. R. y Méndez G. T. (1992). Evaluación de los grados de contaminación del río Atoyac, Edo. de Pue., por metales pesados, grasas y aceites. Memoria XXV Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. Acapulco, Gro. Pág. 110.**
- Gutiérrez R. M. (1982). Estudio del contenido de iones inorgánicos en suelos y plantas de los Distritos de Riego 03 y 88. Tesis de Maestría. Fac. de Química, UNAM. 251 pp.**
- Gutiérrez R. M., Siebe G. Ch. and Sommer I. (1994). Environmental Aspects of Land Application of Wastewater from Mexico City Metropolitan Area: A Bibliographical Review and Analysis of Implications. 15<sup>th</sup> World Congress of Soil Science. Acapulco, México. Volume 3a, page: 445-463.**
- Hansen A. M. (1992). Metales pesados en el Sistema Lerma-Chapala: Distribución y Migración. Rev. Ingeniería Hidráulica en México. 92-98 pp.**
- Hattori H. (1992). Influence of heavy metals in soil microbial activities. Soil Sci. Plant Nutr., 38 (1), 93-100.**



- He Q. B. and Singh B. R. (1993). Effect of organic matter on the distribution, extractability and uptake of cadmium in soils. *Journal of Soil Sci.* Vol. 44 No. 4 p. 641-650.
- Hernández S. G., Flores D. L., Maples V. M., Solorio M. J. G. y Alcalá R. (1994). Riesgo de acumulación de Cd, Pb, Cr y Co en tres series de suelos del D.D.R. 03, Edo. de Hgo. Méx. *Rev. Mex. de Ciencias Geológicas*, Vol. 11, Núm. 1, pp. 53-61 UNAM, Inst. de Geología.
- Hicks E. A. (1976). Variación estacional en la concentración de elementos metálicos en ostiones de la Laguna de Términos Campeche, México. Tesis prof. Fac. de Química, UNAM 50 p.
- Hooda P. S. and Alloway B. A. (1993). Effects of time and temperature on the bioavailability of Cd and Pb from sludge-amended soils. *Journal of Soil Sci.* 44 p. 97-110
- I.N.E.G.I. (1987). Síntesis Geográfica, Nomenclator y Anexo Cartográfico del Estado de Puebla. SPP. 56 pp.
- I.N.E.G.I. (1990). Anuario Estadístico del Estado de Puebla. 98 pp.
- I.N.E.G.I. (1995). Síntesis Geográfica, nomenclator y anexo cartográfico del Edo. de Pue.
- Jackson M. L. (1966). Análisis químico de suelos. Ed. Omega. Barcelona. 652 pp.
- Jones B. J. and Wolf B. (1984). Manual of soil testing procedure using modified (Wolf.) Morgan extracting reager Benton laboratories. Inc. Athenas, Georgia USA.
- Kabata-Pendias A. and Pendias (1992). Trace elements in soils and plants. 2<sup>nd</sup> edition Boca Raton Ann Arbor London CRC Press, Inc 343 pp.
- Kitagishi K. and Yamane I. Eds. (1981). Heavy metals pollution in soils of Japan, Japan Sci. Soc. Press Tokio 302 pp.
- Kloke A. (1979). Content of As, Cd, Cr, F, Pb, Hg y Ni in plants grown on contaminated soils, paper presented at United Nations – ECE – S Y M. on effects of air-burne. Poll. On vegetation Warsaw aug. 20. p. 129.
- Kloke A. (1982). Re-use of sludges and treated waste water in agriculture. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 14, Brussels, pp. 61-72.
- Kovalskiy V. V. (1974). Geochemical environment, health and diseases, in trace subst. *Environ. Health.* Vol. 8. Hemphill, D. D. Edition Univ. of Missouri Columbia, Mod. 137 p.
- Levy D. B., Barbarick K. A. , Siemer E. G. and Sommers L. E. (1992). Distribution and Partitioning of Trace Metals in Contaminated Soils near Leadville, Colorado. *J: Environ. Qual.* 21: 185-195.
- Lindsay W. L. and W. A. Norvell (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42: 421-428.
- Linzon S. N. (1978). Phytotoxicology excessive levels for contaminants in soil and vegetation, report of ministry of the Environment, Ontario, Canada.

- Loeppert, R. H. (2000). Influence of trace metals on soil degradation. La edafología y sus perspectivas al siglo XXI. P 206-212.
- López G. R. (1974). Métodos para análisis físicos y químicos en suelos agrícolas. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Instituto de Investigación de Zonas Desérticas. S.L.P., México.
- López M. A. (1991). Causas, Procesos y Consecuencias de la contaminación del suelo. Tesis de Lic. Chapingo, México. 141 pp.
- López B. R. (2000). "Evaluación de Cd, Co, Cr, Ni y Pb en el agua residual del Río Atoyac, Edo. de Puebla; y su relación con la acumulación de estos metales en el suelo. FES-Zaragoza. UNAM. México, D. F. 154 p.
- Madrid L., Díaz-Barrientos E. (1992). Influence of carbonate on the reaction of heavy metals in soils. Journal of Soil Science, 43, 709-721.
- Maya P. y Hansen A. M. (1995). Competencia de iones mayores en la migración química de cadmio y plomo en sedimentos del lago de Chapala, México. Rev. Ingeniería Hidráulica en México. Vol. X, Núm. 1, pp. 35-42.
- Mascareño, C. F. (1974). Estudio preliminar sobre contaminación de los suelos y de la producción agrícola en el Distrito de Riego 030, por el uso de aguas negras de la Ciudad de México. Tesis de M. en C. Colegio de Postgraduados, Chapingo, México. 144 pp.
- Mc. Bride M. B. (1994). Environmental Chemistry of Soils. Oxford Univ. Press NY 406 p.
- Méndez G. T., (1982). "Estudio sobre contaminación de suelos agrícolas del Valle del Mezquital, Hgo. por A.B.S., Boro y Metales pesados, por el uso de aguas negras de la Ciudad de Méx". Tesis profesional. Fac. de Ciencias. UNAM. México, D. F. 118 p.
- Méndez G. T., Guajardo V. R. y Flores D. L. (1991). Contenido de metales pesados, B, (A.B.S.), Grasas y Aceites en las aguas residuales de riego del D.D.R. 063 Mixquiahuala, Estado de Hidalgo. Mem. Convención sobre la Evolución Geológica de México. Hgo., Méx. Págs. 110-113.
- Méndez G. T.; Guevara D. y Huizar A. R. (1994). Contaminación por metales pesados en aguas residuales de Pachuca, Tizayuca y Cd. Sahagún en Hgo., Méx. Terra 12(4): 401-407.
- Méndez G. T., Flores R. A. y Palacios M. S. (1995). Presencia de Pb, Cr, Co y Cd en suelos regados con aguas residuales en el D.D.R. 030, Tecamachalco, Estado de Puebla. Memorias del XXVI Cong. Nac. de la Ciencia del Suelo, Cd. Victoria. Tamaulipas.
- Méndez G. T., Palacios M. S. (1996). Niveles de contaminación de las aguas del río Atoyac, Edo. de Pue. por metales pesados, boro, grasas y aceites. Terra, Vol. 14, No. 2. pp. 137-149.
- Mendoza M. H. (1981). Land treatment: A viable solution for management of wastewater in the Metropolitan Area of the Valley of Mexico. Academic Press, Inc. pp 163-193.
- Mertz, W. and Schwarz K. (1955). Effect of trivalent chromium complexes on glucose uptake by epididymal fat tissue of rats. J. Biol. Chem. 236: 318-322.

- Moreno D. R. (1978). Clasificación del pH del suelo, contenido de sales y nutrimentos asimilables. INIA-SARH. Méx.
- Moreno C. Y., Méndez G. T. y Arana M. F. (1996). Estudio preeliminar sobre la contaminación de metales pesados en tres de las especies de carpa más importantes de la zona lacustre de Xoch. Mem. de la 1era. Reunión de Investigadores de Xoch. Parque Ecológico de Xoch. Méx. DF p 335-341.
- Mortvedt J. J., Giordano P. M., y Lindsay W. L. (comp.) (1983). Micronutrientes en agricultura AGT Editor, México 742 pp.
- Navarro H. G., Pérez M. A. y Flores D. S. (2000). Uso de recursos, sistemas agrícolas y calidad del agua. La Edafología y sus perspectivas al siglo XXI. p 281-287.
- NOM-CCA-032-ECOL/93. Límites máximos permisibles de contaminantes en las aguas residuales de origen urbano o municipal para su disposición mediante riego agrícola. Diario Oficial de la Federación. 18 de octubre de 1993.
- NTE-CCA-032/91. Diario Oficial de la Federación. 24 de septiembre de 1993.
- Ortega T. E. (1978). Química de suelos. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México.
- Páez-Ozuna F., Botello A. V. y Villanueva S. F. (1986). Heavy metals in Coatzacoalcos Estuary and Ostion Lagoon, México. Mar. Pollut. Bull. 11, 516-519.
- Páez-Ozuna F., Valdez L. D., Alexander M. H. y Fernández P. H. (1987). Trace metals in the fluvial system of Terminos Lagoon, México. Mar. Pollut. Bull. 18, 294-297.
- Page A. L., Chans A. C. and Adriano D. C. (1988). Land application of municipal sewage sludge, guidelines trace elements, in Proc. 2<sup>nd</sup>. Int. Symp. Land Appl. Sewage Sludge, Assoc. Utilization S. S. Tokyo 154 p.
- Palacio P. J. L., Siebe G. C. y Cortés A. A. (1994). Variabilidad y distribución espaciales de algunos parámetros físicos y químicos del suelo en el D.D.R. 03, Edo. de Hgo, Parte 1, Semivariogramas. Rev. Mex. de Ciencias Geológicas, Inst. de Geol. UNAM, Vol. 1, pp. 62-67.
- Palacios U. O. y Aceves N. E. (1970). Instructivo para el muestreo, registro de datos e interpretación de la calidad del agua para riego agrícola. Colegio. de Post, Chapingo, México. 49 p.
- Palacios M. S., Méndez G. T. y Shimada M. K. (1995). Acumulación de metales pesados en *Azolla filiculoides*, *Lemna minor* en relación a la concentración de estos contaminantes en el agua del área lacustrina de Xoch. D F. II Sem. Inter. de Investigadores de Xoch. Méx. DF presentado y aceptado para su publicación completa en las memorias de 1996.
- Papadopoulos P., and Rowell D. L. (1988). The reactions of cadmium with calcium carbonate surfaces. Journal of Soil Science, 39, 23-26.
- Pérez Z. A. J. (1981). La contaminación por plomo en Coatzacoalcos. Ciencia y Desarrollo, CONACYT. No. 52, año IX, pp 80-86.
- Pierzynski G. M., Schwab A. P. (1993). Bioavailability of Zn, Cd and Lead in a Metal contaminated Alluvial Soil. Journal Environmental Quality 22: 247-254.

- Ponce U. M. G. (1988). Evaluación de metales pesados en sedimentos recientes y tejidos de ostión Crassostrea virginica (Omelin 1791) de la Laguna de Términos, Campeche, México. Tesis profesional. Fac. de Ciencias, UNAM 70 p.
- Pulich M: W. (1980). Heavy metals accumulation by selected Halodule wrightii ASH populations in the Corpus Christi Bay Areas. Mar. Sci. 23, p 89-100.
- Reimer A. y Reimer R. D. (1975). Total mercury in some fish and shellfish along the Mexican coast. Boll. Environ. Cont. Toxicol. 14, 105-111.
- Richards L. A. (Ed.) (1994). Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Depto. de Agricultura de los E.U. de América. Ed. Limusa, 170 págs.
- Riley J. P. and Chester R. (1971). Introduction to marine chemistry. Academic Press. London 465 p.
- Rodríguez M. D. (1991). Níquel. Serie vigilancia No. 10. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. Metepec. México 84 p.
- Rosas P. I., Báez A. y Belmont R. (1983). Oyster (Crassostrea virginica) as indicator of heavy metals pollution in some lagoons of the Gulf of Mexico. Water, Air and Soil Pollut. 20, 127-135.
- Salisbury S. B. (1978). Plant Physiology. Editorial Wadsworth. Pub. comp. EUA.
- Sánchez D. N. (1985). Mexican experience in using sewage effluent for Large Scale Irrigation. Nicosia. Cyprus. 7-9 Oct. F.A.O.
- S.A.R.H. (1980). Investigación del comportamiento de la calidad del agua en función de descargas de contaminantes y sus efectos en la flora y fauna acuática. Elaborado por ECO Ingeniería, S. A. 384 p.
- S.A.R.H.-CNA (1996). Plano Fotogeohidrológico del Valle de Tecamachalco, Estado de Puebla. CNA. Gerencia de Aguas Subterráneas. Subgerencia de Evaluación y Modelación.
- Schalscha E. B., Morales M., Vergara I., and Chang A. C. (1982). Chemical fractionation of heavy metals in wastewater-affected soils. Journal WPCF, Volume 54, Number 2.
- Seaker E. M. (1991). Zinc, Copper, Cadmium and Lead in Minespoil, water and plants from reclaimed mine land amended with sewage sludge.
- Secretaría de Gobernación y Gobierno (1988). Los Municipios de Puebla. 88 pp.
- Siebe G. Ch. (1994). Akkumulation, Mobilität and Verfügbarkeit von Schwermetallen in langjährig mit städtischen Abwasser bewässerten Böden in Zentralmexiko. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 17, Universität Hohenheim, Stuttgart. Tesis doctoral. 217 pp.
- Siebe G. Ch. (1995). Efecto del riego agrícola con aguas residuales sobre la fertilidad de los suelos en el D.D.R. 03, Hgo. Simposio Universitario de Ciencias. Fac. de Ciencias. UNAM. p 251.
- Smith, K. E.; Koch, B. A. and Turk, K. L. (1951). Heavy metals in soils. J. Nutr. 44. p 455.

- Sposito G. (1989). *The Chemistry of soils*. N. Y.-Oxford, Oxford Univer. Press, Inc. 269 pp.
- Sposito G. (1994). *Chemical Equilibria and Kinetics in Soil*. Oxford Univ. Press N Y 268 p.
- Tamariz F. V., Cruz M. A. y Bonilla F. N. (1990). *Determinación de Zn<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup> y Mn<sup>2+</sup> en suelos agrícolas afectados por descargas industriales*. Mem. 1er. Simp. Nac. Degradación del Suelo. Inst. de Geología, UNAM, p 35.
- Tamariz F. V., Guajardo V. R. y Cruz M. A. (1992). *Disponibilidad de metales en tres suelos del Edo. de Puebla*. Mem. XXV Cong. Nac. de la Ciencia del Suelo. Acapulco, Gro. Pág. 104
- Tamariz F. V. (1996). *Contaminación de suelos agrícolas por metales pesados en el Municipio de Atlixco, Puebla*. Tesis de maestría en Edaf. Fac. de Ciencias, UNAM 106 p
- Taylor R. W., Ibeabuchi I. O., Sistani K. R. and Shuford J. W. (1992). *Accumulation of Some Metals by Legumes and their Extractability from Acid Mine Spoils*. J. Env. Qual. 21: 176-180.
- Tisdale S. L. y Nelson W. L. (1970). *Fertilidad de los suelos y fertilizantes*. Ediciones Montaner y Simons, Barcelona, España. 760 p.
- USDA (1954). *United States Salinity Laboratory Staff. Diagnosis and improvement of saline quality assurance research laboratory*. Nac. Env. Res. Cent., Cincinnati, Ohio, U.S.A. 295 p.
- US-EPA. (1974). *Methods for chemical analysis of water and wastes: methods development and quality assurance research laboratory*. Nac. Env. Res. Cent., Cincinnati, Ohio, U.S.A. 295 pp.
- US-EPA. (1987). *Quality Criteria for Water 1986*. Office of water regulation and standars. Washington, D. C.
- Vaca-Paulin R., Lugo de la Fuente J., Balderas-Plata M.A. (2000). *Extracción secuencial de metales pesados en suelos*. La Edafología y sus perspectivas en el siglo XXI. p 264-271.
- Valera P. M. A., Cruz M. A., Ticante R. J. A. y García O. J. L. (1990). *Modificación de las propiedades de un suelo por la adición de agua contaminada con grasas y aceites*. Mem. 1er. Simp. Nac. Degrad. del Suelo. Inst. de Geología, UNAM, p 36-37.
- Valencia J. J. L. (1989). *Registro sedimentario de metales pesados en la laguna de las Ilusiones, Villahermosa, Tab.* Tesis profes. Univer. Juárez Autónoma de Tabasco. División Académica de Ciencias Biológicas-Biología. Unidad Sierra, 100 p.
- Whitfield M., Turner D. R. y Dickison A. G. (1981). *Speciation of dissolved constituents in estuaries*. En: *River inputs ocean systems*. Proceedings of UNESCO/IOC/UNEP Review Workshop, 16-19 March, 1979, United Nations, pp 132-188.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

**14. ANEXOS**

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

No. de M.	pH	CE µS cm <sup>-1</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup> mmol L <sup>-1</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Pb	Cr	Co mg L <sup>-1</sup>	Ni	Cd
1	7.8	760	3.40	2.20	2.70	0.39	ND	4.90	1.80	1.90	0.000	0.014	0.036	0.066	0.020
2	7.8	760	3.20	2.40	2.66	0.39	ND	4.90	1.60	2.10	0.130	0.014	0.036	0.056	0.016
3	7.8	760	3.60	2.60	2.63	0.39	ND	5.30	1.60	2.30	0.130	0.014	0.071	0.027	0.015
4	7.8	760	3.20	2.40	2.70	0.36	ND	5.10	1.70	1.80	0.000	0.014	0.071	0.056	0.010
5	7.8	760	3.20	2.40	2.66	0.38	ND	5.10	1.50	2.00	0.000	0.014	0.107	0.055	0.010
6	7.7	760	3.20	2.40	2.77	0.38	ND	4.90	1.60	2.20	0.250	0.014	0.071	0.108	0.010
7	7.7	740	3.20	2.40	2.70	0.38	ND	5.30	1.50	1.80	0.000	0.014	0.036	0.082	0.010
8	7.7	760	3.40	2.20	2.77	0.38	ND	5.10	1.60	2.10	0.130	0.014	0.071	0.082	0.010
9	7.7	730	3.20	2.60	2.77	0.39	ND	5.10	1.60	2.20	0.130	0.014	0.036	0.082	0.010
10	7.6	760	3.20	2.40	2.80	0.39	ND	4.90	1.90	1.90	0.130	0.014	0.071	0.056	0.010
11	7.6	760	3.20	2.40	2.80	0.39	ND	4.90	2.00	1.80	0.130	0.014	0.071	0.082	0.031
12	7.6	760	3.20	2.40	2.80	0.39	ND	4.90	1.90	1.90	0.130	0.014	0.071	0.056	0.010
13	7.6	760	3.20	2.34	2.77	0.39	ND	5.10	1.40	2.10	0.000	0.014	0.071	0.056	0.015
14	7.6	760	3.20	2.34	2.77	0.39	ND	5.10	1.60	1.90	0.000	0.014	0.036	0.056	0.010
15	7.6	760	3.40	2.14	2.77	0.39	ND	4.90	1.60	2.20	0.130	0.014	0.071	0.066	0.016
16	7.3	760	3.00	2.78	2.89	0.41	ND	5.30	1.70	2.00	0.130	0.014	0.071	0.082	0.010
17	7.3	750	3.00	2.66	2.83	0.41	ND	5.30	1.70	1.80	0.130	0.014	0.071	0.082	0.010
18	7.3	760	3.00	2.66	2.83	0.41	ND	5.30	1.70	1.80	0.130	0.014	0.071	0.082	0.010
1	7.6	760	3.40	2.40	2.70	0.39	ND	6.20	2.00	0.68	0.370	0.019	0.067	0.067	0.017
2	7.7	760	3.00	3.20	2.66	0.39	ND	5.80	1.90	1.56	0.370	0.019	0.067	0.067	0.017
3	7.8	760	3.60	2.00	2.63	0.39	ND	5.80	2.10	0.71	0.370	0.019	0.033	0.067	0.017
4	7.8	760	3.20	2.40	2.70	0.36	ND	6.00	2.60	0.05	0.185	0.019	0.067	0.067	0.022
5	7.7	760	3.20	2.40	2.66	0.38	ND	6.20	2.50	0.01	0.185	0.019	0.100	0.067	0.017
6	7.7	760	3.60	1.60	2.77	0.38	ND	6.00	2.60	0.01	0.185	0.000	0.067	0.067	0.032
7	7.7	760	3.40	2.20	2.70	0.38	ND	5.80	2.40	0.47	0.185	0.019	0.100	0.067	0.017
8	7.7	760	3.40	2.20	2.77	0.38	ND	6.00	2.70	0.40	0.185	0.019	0.133	0.100	0.032
9	8.1	740	3.40	2.20	2.77	0.39	ND	5.80	2.30	0.65	0.185	0.019	0.067	0.067	0.017
10	7.6	760	3.40	2.60	2.80	0.39	ND	5.60	2.10	1.48	0.185	0.019	0.067	0.067	0.011
11	7.6	760	3.40	2.20	2.80	0.39	ND	5.80	2.50	0.50	0.185	0.019	0.067	0.067	0.011
12	7.5	770	3.40	2.20	2.80	0.39	ND	6.00	2.30	0.60	0.185	0.019	0.100	0.133	0.022
13	7.6	760	3.40	2.40	2.77	0.39	ND	5.60	2.10	1.25	0.185	0.000	0.033	0.100	0.011
14	7.6	770	3.40	2.20	2.77	0.39	ND	5.80	2.30	0.65	0.370	0.019	0.167	0.100	0.011
15	7.6	770	3.40	2.20	2.77	0.39	ND	5.60	2.60	0.56	0.185	0.019	0.067	0.067	0.011
16	7.6	770	3.40	2.20	2.89	0.41	ND	5.60	2.30	1.00	0.185	0.019	0.100	0.067	0.011
17	7.5	770	3.20	2.40	2.85	0.41	ND	6.20	2.40	0.25	0.185	0.019	0.067	0.067	0.011
18	7.7	760	4.20	4.40	2.85	0.41	ND	6.20	2.30	3.55	0.370	0.019	0.133	0.100	0.011
1	7.2	730	6.36	2.84	2.66	0.36	ND	10.60	1.65	0.10	0.222	0.019	0.038	0.056	0.006
2	7.3	730	3.90	3.56	2.76	0.36	ND	11.20	1.79	0.10	0.111	0.019	0.038	0.083	0.006
3	7.4	720	4.60	5.16	2.76	0.35	ND	10.60	1.93	0.10	0.111	0.019	0.038	0.083	0.011
4	7.4	700	10.40	3.44	2.57	0.36	ND	12.60	2.20	1.90	0.111	0.019	0.076	0.083	0.006
5	7.3	700	6.04	3.48	2.60	0.37	ND	10.20	2.07	0.10	0.111	0.019	0.076	0.111	0.006
6	7.4	730	7.16	3.80	2.57	0.38	ND	11.00	1.93	0.10	0.111	0.019	0.076	0.083	0.011
7	7.4	720	6.92	3.72	2.71	0.36	ND	11.00	1.79	0.10	0.111	0.019	0.076	0.056	0.011
8	7.5	700	5.40	3.32	2.66	0.37	ND	10.00	1.93	0.10	0.111	0.019	0.114	0.083	0.011
9	7.5	720	10.24	3.84	2.71	0.36	ND	12.40	3.73	2.10	0.111	0.019	0.038	0.139	0.006
10	7.5	760	7.24	2.60	2.76	0.36	ND	10.40	2.35	0.10	0.111	0.019	0.076	0.083	0.011
11	7.5	730	4.92	2.84	2.82	0.36	ND	9.80	1.93	0.10	0.111	0.019	0.076	0.083	0.006
12	7.6	700	6.80	3.00	3.15	0.36	ND	10.60	1.93	0.10	0.111	0.019	0.076	0.083	0.011
13	7.5	730	5.56	2.60	2.71	0.37	ND	10.60	2.07	0.10	0.111	0.019	0.114	0.139	0.006
14	7.5	720	8.12	3.16	2.76	0.34	ND	12.20	2.07	0.10	0.111	0.019	0.114	0.083	0.006
15	7.7	700	11.84	3.20	2.71	0.35	ND	12.60	3.45	2.00	0.111	0.019	0.162	0.083	0.006
16	7.6	710	4.36	2.28	2.76	0.37	ND	8.50	3.35	0.10	0.111	0.019	0.076	0.083	0.006
17	7.6	710	4.40	2.30	2.76	0.37	ND	8.00	2.00	0.10	0.111	0.019	0.076	0.083	0.006
18	7.7	710	4.65	2.40	2.76	0.37	ND	8.00	1.90	0.10	0.111	0.019	0.152	0.083	0.006

TESIS CON  
 FALLA DE ORIGEN

Tabla 1. Características físicas, químicas y metales pesados solubles en tres muestreos de agua de la presa Valsequillo, Estado de Puebla.

No. De muestra (SITIO)	Prof. cm	COLOR		DENSIDAD		TEXTURA			CLASE TEXTU RAL
		Seco	Húmedo	aparente g/cm	real g/cm	Arena %	Limo %	Arcilla %	
1	0-30	10YR5/2 café grisáceo	10YR2/2 café muy oscuro	1.11	2.27	64.0	30.0	6.0	migajón arenoso
	30-60	10YR5/2 café grisáceo	10YR2/2 café muy oscuro	1.09	2.26	68.0	28.0	4.0	migajón arenoso
2	0-30	10YR5/2 café grisáceo	10YR2/2 café muy oscuro	1.24	1.74	76.4	17.0	6.6	arenoso migajón
	30-60	10YR5/2 café grisáceo	10YR3/3 café oscuro	1.28	2.42	76.0	18.0	6.0	arenoso migajón
3	0-30	10YR4/2 café grisáceo	10YR2/2 café muy oscuro	1.13	2.09	52.7	40.0	7.3	franco
	30-60	10YR3/1 gris muy oscuro	10YR2/1 negro	0.98	2.13	50.7	40.0	9.3	franco
4	0-30	10YR4/1 gris oscuro	10YR2/2 café muy oscuro	1.08	2.13	55.6	34.0	10.4	migajón arenoso
	30-60	10YR7/3 café muy pálido	10YR4/3 café oscuro	1.08	1.99	47.6	44.0	8.4	franco
5	0-30	10YR2/2 café muy oscuro	10YR2/1 negro	1.04	2.07	51.3	34.0	14.7	franco
	30-60	10YR4/2 café grisáceo	10YR3/2 café grisáceo	0.93	1.96	36.0	60.0	4.0	migajón limoso
6	0-30	10YR2/2 café muy oscuro	10YR2/2 café muy osc	1.04	1.99	56.7	33.0	10.3	migajón arenoso
	30-60	10YR2/2 café muy oscuro	10YR2/2 café muy osc	0.97	2.15	42.0	44.0	14.0	franco
7	0-30	10YR5/2 café grisáceo	10YR3/3 café oscuro	1.20	2.29	64.0	29.0	7.0	migajón arenoso
	30-60	10YR5/3 café	10YR2/2 café muy osc	1.12	2.24	62.0	32.0	6.0	arenoso migajón
8	0-30	10YR6/2 café pálido	10YR2/2 café muy osc	1.26	2.39	68.7	22.0	9.3	arenoso migajón
	0-30	10YR5/3 café	10YR2/2 café muy osc	1.10	2.08	44.0	46.0	10.0	franco
9	30-60	10YR5/3 café	10YR2/2 café muy osc	1.10	2.17	40.0	48.0	12.0	franco
	0-30	10YR5/2 café grisáceo	10YR2/2 café muy osc	1.07	2.15	60.0	34.0	6.0	migajón arenoso
10	30-60	10YR5/3 café	10YR2/2 café muy osc	1.07	1.9	50.0	42.0	8.0	franco
	0-30	10YR5/3 café	10YR2/2 café muy osc	0.93	1.93	26.0	48.0	26.0	franco
11	30-60	10YR6/3 café pálido	10YR2/2 café muy osc	0.91	1.92	48.0	36.0	16.0	franco
	0-30	10YR6/3 café pálido	10YR3/2 café grisáceo	1.20	2.32	70.7	20.0	9.3	arenoso migajón
12	30-60	10YR6/3 café pálido	10YR3/2 café grisáceo	1.20	2.29	78.0	16.0	6.0	arenoso migajón
	0-30	10YR6/2 gris cafésáceo	10YR2/2 café muy osc	1.26	2.35	75.3	16.0	8.7	arenoso migajón
13	30-60	10YR6/2 gris cafésáceo	10YR2/2 café muy osc	1.24	2.35	72.4	20.0	7.6	arenoso migajón
	0-30	10YR5/2 café grisáceo	10YR2/2 café muy osc	1.21	2.36	71.6	22.0	6.4	arenoso migajón
14	30-60	10YR5/2 café grisáceo	10YR2/2 café muy osc	1.20	2.16	71.0	21.0	8.0	arenoso migajón

Tabla 2. Características físicas de algunos suelos del Distrito de Riego 030 en Tecamachalco, Estado de Puebla.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN



No. De Muestra	Prof. cm	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca <sup>2+</sup> $\text{cmol kg}^{-1}$	Mg <sup>2+</sup> $\text{cmol kg}^{-1}$	Na <sup>+</sup> $\text{cmol kg}^{-1}$	K <sup>+</sup> $\text{cmol kg}^{-1}$	PSI %	CIC $\text{cmol kg}^{-1}$	MO %	NT %	P $\text{mg kg}^{-1}$
1	0-30	8.3	1300	20.5	6.5	1.04	1.05	5.273	19.78	1.836	0.09	3.91
	30-60	8.3	1650	22.0	3.5	1.13	1.05	5.531	20.43	1.564	0.08	3.80
2	0-30	8.3	1100	10.0	2.5	0.57	0.37	5.533	10.21	0.488	0.03	20.36
	30-60	8.3	810	9.0	3.5	0.57	0.49	4.904	11.52	0.471	0.02	5.42
3	0-30	8.4	1230	18.0	8.0	1.70	0.89	5.907	28.69	1.945	0.10	3.68
	30-60	8.2	860	26.5	1.5	1.83	0.81	4.856	37.60	1.954	0.10	1.70
4	0-30	8.0	850	22.0	8.5	1.00	1.24	3.067	32.60	0.740	0.04	16.56
	30-60	8.4	870	17.0	6.5	1.17	1.44	3.415	34.34	0.204	0.01	3.38
5	0-30	8.0	720	25.0	8.5	1.17	1.33	3.331	35.21	1.403	0.07	4.25
	30-60	8.1	890	30.5	9.5	1.35	1.33	3.501	38.47	0.270	0.01	0.35
6	0-30	7.8	720	17.0	13.5	0.87	0.81	3.028	28.69	1.503	0.08	9.68
	30-60	7.8	740	25.6	11.5	0.94	0.77	2.486	37.60	1.052	0.05	1.63
7	0-30	8.2	940	15.0	1.5	0.65	0.42	4.546	14.34	1.015	0.05	9.04
	30-60	8.2	870	14.5	5.5	0.76	0.56	4.218	18.04	0.964	0.05	5.13
8	0-30	8.5	1420	12.0	4.0	1.17	1.23	7.826	15.00	1.327	0.07	20.94
	30-60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9	0-30	7.8	1020	14.0	6.5	0.70	0.92	3.267	21.30	1.694	0.08	28.93
	30-60	8.1	1010	16.0	7.0	0.83	0.89	3.551	23.26	1.155	0.06	9.78
10	0-30	8.0	1130	14.0	6.0	0.76	0.61	3.934	19.34	1.386	0.07	27.30
	30-60	8.2	1000	15.0	8.5	1.04	0.42	4.484	23.26	1.078	0.05	8.57
11	0-30	8.3	1130	27.0	12.5	1.83	2.19	4.746	38.47	2.156	0.11	4.08
	30-60	8.3	1120	28.0	10.5	2.83	1.81	7.515	37.60	1.728	0.09	3.27
12	0-30	8.3	1260	12.0	4.5	0.76	0.61	4.862	15.65	0.924	0.05	7.12
	30-60	8.4	910	11.0	7.5	0.70	0.52	4.853	14.34	0.359	0.02	4.31
13	0-30	8.4	1200	25.0	6.0	0.57	1.17	1.833	30.00	1.046	0.05	19.30
	30-60	8.4	1140	25.0	3.5	0.57	1.09	1.843	30.65	0.837	0.04	8.40
14	0-30	8.2	970	13.0	2.5	0.57	0.45	4.260	13.26	0.766	0.04	16.62
	30-60	8.1	920	10.0	4.0	0.83	0.42	4.749	17.39	0.253	0.01	5.48

Tabla 3. Características químicas de algunos suelos del Distrito de Riego 030 en Tecamachalco, Edo. de Puebla.

Sitio	Prof. cm	Pb	Cr	Co	Ni	Cd	Pb	Cr	Co	Ni	Cd	Pb	Cr	Co	Ni	Cd	
		mg kg <sup>-1</sup>						mg kg <sup>-1</sup>						mg kg <sup>-1</sup>			
1	0-30	1.047	0.080	0.143	0.575	0.016	14.583	7.087	8.224	10.200	0.848	55.555	110.169	145.800	83.333	4.494	
	30-60	1.047	0.040	0.143	0.719	0.024	12.500	5.906	7.401	9.000	0.742	55.555	135.593	145.800	66.666	6.741	
2	0-30	0.628	0.040	0.286	0.216	0.040	6.250	7.480	6.579	9.600	0.212	55.555	84.746	145.800	33.333	6.741	
	30-60	0.837	0.040	0.286	0.432	0.040	6.250	7.874	5.357	8.400	0.424	55.555	101.695	166.700	83.333	8.989	
3	0-30	1.047	0.040	0.286	0.935	0.040	14.583	14.566	9.868	12.000	0.424	55.555	76.231	145.800	50.000	8.989	
	30-60	1.256	0.040	0.286	1.583	0.040	12.500	15.788	9.046	14.400	0.318	55.555	76.231	145.800	50.000	8.989	
4	0-30	1.256	0.040	0.286	0.935	0.040	12.500	17.617	10.691	15.000	0.424	55.555	84.746	145.800	33.333	8.989	
	30-60	1.047	0.040	0.286	0.575	0.032	8.333	14.961	9.046	10.800	0.318	55.555	84.746	145.800	33.333	2.247	
5	0-30	1.466	0.040	0.357	1.367	0.048	14.583	14.961	10.691	13.200	0.530	55.555	84.746	166.700	100.000	6.741	
	30-60	1.256	0.040	0.214	1.079	0.032	14.583	14.961	10.691	13.200	0.530	55.555	144.068	187.500	83.333	4.494	
6	0-30	1.256	0.040	0.286	1.439	0.032	14.583	13.386	9.868	14.400	0.424	55.555	93.220	166.700	100.000	8.989	
	30-60	1.256	0.040	0.286	1.223	0.032	12.500	12.992	8.224	12.000	0.318	55.555	84.746	145.800	83.333	8.989	
7	0-30	0.837	0.040	0.143	0.791	0.032	10.417	8.268	8.224	14.400	0.530	55.555	94.763	145.800	83.333	8.989	
	30-60	1.047	0.040	0.143	0.863	0.032	10.417	8.268	8.224	14.400	0.530	55.555	94.763	145.800	83.333	8.989	
8	0-30	0.628	0.040	0.214	0.791	0.016	10.417	7.874	7.401	9.600	0.424	55.555	101.695	145.800	83.333	8.989	
	30-60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
9	0-30	0.628	0.040	0.286	1.439	0.032	10.417	11.036	9.868	9.000	0.424	111.111	50.847	125.000	83.333	4.494	
	30-60	0.628	0.040	0.214	1.367	0.024	10.417	12.598	9.868	14.400	0.424	55.555	84.746	145.800	100.000	6.741	
10	0-30	0.628	0.040	0.143	1.079	0.064	10.417	11.036	8.224	9.000	0.530	116.666	59.322	166.700	83.333	6.741	
	30-60	0.837	0.040	0.143	0.791	0.048	8.333	10.236	9.868	13.800	0.390	55.555	118.644	145.800	83.333	4.494	
11	0-30	0.628	0.040	0.143	1.079	0.040	20.833	16.142	16.447	18.000	0.742	55.555	93.220	145.800	100.000	4.494	
	30-60	0.837	0.040	0.143	0.863	0.040	20.833	18.110	13.980	16.800	0.636	111.111	42.333	125.000	83.333	4.494	
12	0-30	0.628	0.040	0.143	0.503	0.032	12.500	8.268	7.401	10.800	0.530	55.555	101.695	145.800	83.333	6.741	
	30-60	0.628	0.040	0.143	0.560	0.032	8.333	9.055	6.579	9.000	0.424	111.111	50.847	125.000	83.333	6.741	
13	0-30	0.628	0.040	0.143	0.503	0.032	12.500	5.118	6.579	9.000	0.424	111.111	50.847	125.000	100.000	4.494	
	30-60	0.837	0.040	0.143	0.503	0.032	10.417	5.118	5.757	6.000	0.424	55.555	186.441	145.800	83.333	4.494	
14	0-30	0.628	0.040	0.214	0.719	0.040	6.250	7.874	5.357	3.000	0.318	55.555	135.593	125.000	100.000	4.494	
	30-60	0.837	0.040	0.286	0.719	0.040	6.230	7.874	5.600	2.900	0.318	55.555	137.580	130.000	105.000	4.679	

Tabla 4. Concentraciones de metales extractables, de aporte y totales de algunos suelos del Distrito de Riego 030 en Tecamachalco, Estado de Puebla.

**Tabla 5. Análisis de varianza de un factor para sitios y para muestreos ( $\alpha = 0.01$ ) de los parámetros determinados en el agua de la presa valsequillo, Edo. de Puebla.**

Fuente de variación	Sitio					Muestreo				
	Suma de cuadrados	g.l	cuadrados medios	F. cal	Nivel de signif.	Suma de cuadrados	g.l	cuadrados medios	F. cal	Nivel de signif.
<b>pH</b>										
Entre grupo	0.2253704	17	0.0132571	0.373	0.9836	0.367037	2	0.1835185	8.222	0.0008
dentro de grupo	1.2800000	36	0.0355556			1.1383333	51	0.0223203		
total (corregido)	1.5053704	53				1.5053704	53			
<b>CE</b>										
Entre grupo	1831.481	17	107.7342	0.171	0.9998	19048.148	2	9524.0741	88.047	0.0000
dentro de grupo	22733.333	36	631.48148			5516.667	51	108.1699		
total (corregido)	24564.815	53				24564.815	53			
<b>Ca</b>										
Entre grupo	30.56802	17	1.7981186	0.348	0.9886	125.38874	2	62.693372	35.012	0.0000
dentro de grupo	186.14167	36	5.1706019			91.32294	51	1.790646		
total (corregido)	216.70968	53				216.70968	53			
<b>Mg</b>										
Entre grupo	3.319533	17	0.1952667	0.376	0.9829	7.241378	2	3.6206889	12.497	0.0000
dentro de grupo	18.697600	36	0.5193778			14.775756	51	0.2897207		
total (corregido)	22.017133	53				22.017133	53			
<b>Na</b>										
Entre grupo	0.2655500	17	0.0156206	3.160	0.0018	0.0075444	2	0.0037722	0.441	0.6456
dentro de grupo	0.1779333	36	0.0049426			0.4359389	51	0.0085478		
total (corregido)	0.4434833	53				0.4434833	53			
<b>K</b>										
Entre grupo	0.0041259	17	2.43E-04	0.775	0.7072	0.0088926	2	0.0044463	34.886	0.0000
dentro de grupo	0.0112667	36	3.13E-04			0.0065000	51	0.0001275		
total (corregido)	0.0153926	53				0.0153926	53			
<b>HCO</b>										
Entre grupo	9.29333	17	0.5466667	0.058	1.0000	316.00444	2	158.00222	230.965	0.0000
dentro de grupo	341.60000	36	9.4888889			34.88889	51	0.6841		
total (corregido)	350.89333	53				350.89333	53			
<b>Cl</b>										
Entre grupo	2.6360833	17	0.1550637	0.565	0.8958	4.7784778	2	2.3892389	15.734	0.0000
dentro de grupo	9.8868667	36	0.2746352			7.7444722	51	0.1518524		
total (corregido)	12.522950	53				12.522950	53			
<b>SO</b>										
Entre grupo	5.712350	17	0.3360206	0.305	0.9944	24.264144	2	12.132072	29.381	0.0000
dentro de grupo	39.610733	36	1.1002981			21.058939	51	0.412920		
total (corregido)	45.323083	53				45.323083	53			
<b>Pb</b>										
Entre grupo	0.0691339	17	0.0040667	0.397	0.9777	0.2114811	2	0.1057406	23.775	0.0000
dentro de grupo	0.3691740	36	0.0102548			0.2268268	51	0.0044476		
total (corregido)	0.4383079	53				0.4383079	53			
<b>Cr</b>										
Entre grupo	2.14E-04	17	1.26E-05	0.692	0.7896	2.27E-04	2	1.13E-04	9.012	0.0004
dentro de grupo	6.55E-04	36	1.82E-05			6.42E-04	51	1.26E-05		
total (corregido)	8.69E-04	53				8.69E-04	53			
<b>Co</b>										
Entre grupo	0.0238050	17	0.0014003	1.761	0.0756	0.0046263	2	0.0023131	2.468	0.0948
dentro de grupo	0.0286193	36	0.0007950			0.0477981	51	0.0009372		
total (corregido)	0.0524243	53				0.0524243	53			
<b>Ni</b>										
Entre grupo	0.0070072	17	4.12E-04	0.835	0.6461	0.0039111	2	0.0019556	4.778	0.0125
dentro de grupo	0.0177760	36	4.94E-04			0.0208721	51	0.0004093		
total (corregido)	0.0247832	53				0.0247832	53			

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

**Tabla 5. Continuación**

Cd										
Entre grupo	0.0004170	17	2.45E-05	0.525	0.9216	0.0007174	2	3.59E-04	13.247	0.0000
dentro de grupo	0.0016813	36	4.67E-05			0.0013809	51	2.71E-05		
total (corregido)	0.0020983	53				0.0020983	53			

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN



**Tabla 7. Análisis de varianza de un factor para sitios y para profundidades ( $\alpha = 0.01$ ) de los parámetros físicos, químicos, metales extractables, de aporte y totales determinados en algunos suelos del Municipio de Tecamachalco, Edo. de Puebla.**

Fuente de variación	Sitio					Profundidad				
	Suma de cuadrados	g.l	cuadrados medios	F. cal	Nivel de signif.	Suma de cuadrados	g.l	cuadrados medios	F. cal	Nivel de signif.
<b>pH</b>										
Entre grupo	0.8096296	13	0.0622792	4.498	0.0054	0.0091351	1	0.0091351	0.233	0.6397
dentro de grupo	0.1800000	13	0.0138462			0.9804945	25	0.0392198		
total (corregido)	0.9896296	26				0.9896296	26			
<b>CE</b>										
Entre grupo	1010766.7	13	77751.282	3.859	0.0105	50866.1	1	50866.117	1.041	0.3174
dentro de grupo	261900.0	13	20146.154			1221800.5	25	48872.022		
total (corregido)	1272666.7	26				1272666.7	26			
<b>Ca</b>										
Entre grupo	962.54074	13	74.041595	8.712	0.0002	21.2178	1	21.217829	0.504	0.4917
dentro de grupo	110.48000	13	8.498462			1051.8029	25	42.072116		
total (corregido)	1073.0207	26				1073.0207	26			
<b>Mg</b>										
Entre grupo	224.72685	13	17.286681	4.270	0.0068	0.15954	1	0.159544	0.014	0.9067
dentro de grupo	52.62500	13	4.048077			277.19231	25	11.087692		
total (corregido)	277.35185	26				277.35185	26			
<b>Na</b>										
Entre grupo	6.2585296	13	0.4814254	9.858	0.0001	0.1833945	1	0.1833945	0.683	0.4250
dentro de grupo	0.6349000	13	0.0488385			6.7100352	25	0.2684014		
total (corregido)	6.8934296	26				6.8934296	26			
<b>K</b>										
Entre grupo	5.1844074	13	0.3988006	37.191	0.000	0.0218838	1	0.0218838	0.103	0.7541
dentro de grupo	0.1394000	13	0.0107231			5.3019236	25	0.2120769		
total (corregido)	5.3238074	26				5.3238074	26			
<b>CIC</b>										
Entre grupo	2215.7429	13	170.44176	19.486	0.0000	80.7641	1	80.764103	0.898	0.3624
dentro de grupo	113.7102	13	8.74694			2248.6890	25	89.947559		
total (corregido)	2329.4531	26				2329.4531	26			
<b>MO</b>										
Entre grupo	6.8100352	13	0.5238489	4.468	0.0056	1.0102995	1	1.0102995	3.449	0.0751
dentro de grupo	1.5241500	13	0.1172423			7.3238857	25	0.2929554		
total (corregido)	8.3341852	26				8.3341852	26			
<b>NT</b>										
Entre grupo	0.0176796	13	0.0013600	4.064	0.0084	0.0029851	1	0.0029851	3.919	0.0589
dentro de grupo	0.0043500	13	0.0003346			0.0190445	25	0.0007618		
total (corregido)	0.0220296	26				0.0220296	26			
<b>P</b>										
Entre grupo	930.94425	13	71.611096	1.271	0.3360	544.6209	1	544.62087	12.169	0.0018
dentro de grupo	732.57315	13	56.351781			1118.8965	25	44.75586		
total (corregido)	1663.5174	26				1663.5174	26			
<b>Ca sol.</b>										
Entre grupo	37.819613	13	2.9092010	4.104	0.0081	2.883220	1	2.8832196	1.633	0.2131
dentro de grupo	9.214550	13	0.7088115			44.150943	25	1.7660377		
total (corregido)	47.034163	26				47.034163	26			
<b>Mg sol.</b>										
Entre grupo	17.578746	13	1.3522113	1.298	0.3225	0.029402	1	0.0294018	0.024	0.8807
dentro de grupo	13.543150	13	1.0417808			31.092495	25	1.2436998		
total (corregido)	31.121896	26				31.121896	26			
<b>Na sol</b>										
Entre grupo	61.810702	13	4.7546694	8.165	0.0003	1.728047	1	1.7280469	0.639	0.4402
dentro de grupo	7.570150	13	0.5823192			67.652805	25	2.7061122		
total (corregido)	69.380852	26				69.380852	26			

**TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN**

**Tabla 7. Continuación**

Fuente de variación	Sitio					Profundidad				
	Suma de cuadrados	g.l	cuadrados medios	F. cal	Nivel de signif.	Suma de cuadrados	g.l	cuadrados medios	F. cal	Nivel de signif.
<b>K sol.</b>										
Entre grupo	0.5855667	13	0.0450436	4.666	0.0046	0.1516667	1	0.1516667	6.778	0.0153
dentro de grupo	0.1255000	13	0.0096538			0.5594000	25	0.0223760		
total (corregido)	0.7110667	26				0.7110667	26			
<b>PSI</b>										
Entre grupo	48.532285	13	3.7332527	9.325	0.0001	0.049842	1	0.0498418	0.023	0.8817
dentro de grupo	5.204500	13	0.4003462			53.686943	25	2.1474777		
total (corregido)	53.736785	26				53.736785	26			
<b>HCO sol.</b>										
Entre grupo	49.629157	13	3.8176276	0.913	0.5640	31.001607	1	31.001607	10.619	0.0032
dentro de grupo	54.360850	13	4.1816038			72.988401	25	2.919536		
total (corregido)	103.99001	26				103.99001	26			
<b>CI sol.</b>										
Entre grupo	12.103402	13	0.9310309	0.869	0.5977	0.574007	1	0.5740073	0.564	0.4677
dentro de grupo	13.921050	13	1.0708500			25.450445	25	1.0180178		
total (corregido)	26.024452	26				26.024452	26			
<b>SO sol.</b>										
Entre grupo	59.948157	13	4.6113967	1.011	0.4922	20.958414	1	20.958414	5.331	0.0295
dentro de grupo	59.292850	13	4.5609885			98.282593	25	3.931304		
total (corregido)	119.24101	26				119.24101	26			
<b>Pb ext.</b>										
Entre grupo	1.6287408	13	0.1252878	8.286	0.0003	0.0642671	1	0.0642671	0.912	0.3588
dentro de grupo	0.1969835	13	0.0151526			1.7614572	25	0.0704583		
total (corregido)	1.8257243	26				1.8257243	26			
<b>Cr ext</b>										
Entre grupo	7.4074E-04	13	5.70E-05	0.926	0.5541	0.0000550	1	5.50E-05	0.926	0.3553
dentro de grupo	8.00E-04	13	6.16E-05			0.0014857	25	5.94E-05		
total (corregido)	0.0015407	26				0.0015407	26			
<b>Co ext</b>										
Entre grupo	0.1173680	13	0.0090283	7.617	0.0004	0.0007541	1	0.0007541	0.143	0.7127
dentro de grupo	0.0154085	13	0.0011853			0.1320224	25	0.0052809		
total (corregido)	0.1327765	26				0.1327765	26			
<b>NI ext</b>										
Entre grupo	3.0054902	13	0.2311916	6.628	0.0008	0.0067165	1	0.0067165	0.049	0.8296
dentro de grupo	0.4534565	13	0.0348813			3.4522301	25	0.1380892		
total (corregido)	3.4589467	26				3.4589467	26			
<b>Cd ext.</b>										
Entre grupo	0.0021132	13	1.63E-04	6.003	0.0014	0.0000160	1	1.60E-05	0.163	0.6942
dentro de grupo	0.0003520	13	2.71E-05			0.0024492	25	9.80E-05		
total (corregido)	0.0024652	26				0.0024652	26			
<b>Pb ap.</b>										
Entre grupo	348.15648	13	26.781268	12.341	0.0000	11.50581	1	11.505813	0.788	0.3925
dentro de grupo	28.21214	13	2.170165			364.86281	25	14.594513		
total (corregido)	376.36863	26				376.36863	26			
<b>Cr ap.</b>										
Entre grupo	395.23356	13	30.402582	44.342	0.0000	0.57419	1	0.574189	0.036	0.8539
dentro de grupo	8.91330	13	0.685638			403.57267	25	16.142907		
total (corregido)	404.14686	26				404.14686	26			
<b>Co ap.</b>										
Entre grupo	157.94884	13	12.149911	17.113	0.0000	1.85669	1	1.8566919	0.281	0.6065
dentro de grupo	9.23000	13	0.710000			165.32215	25	6.6128860		
total (corregido)	167.17884	26				167.17884	26			

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

**Tabla 7. Continuación**

Fuente de variación	Sitio					Profundidad				
	Suma de cuadrados	g.l	cuadrados medios	F. cal	Nivel de signif.	Suma de cuadrados	g.l	cuadrados medios	F. cal	Nivel de signif.
<b>Ni ap.</b>										
Entre grupo	311.96483	13	23.997279	6.371	0.0010	0.03029	1	0.03029	0.002	0.9643
dentro de grupo	48.96500	13	3.766538			360.89934	25	14.435974		
total (corregido)	360.92983	26				360.92983	26			
<b>Cd ap.</b>										
Entre grupo	4.6140393	13	0.3549261	1.113	0.4250	0.2486628	1	0.2486628	0.730	0.4099
dentro de grupo	4.1461812	13	0.3189370			8.5115578	25	0.3404623		
total (corregido)	8.7602206	26				8.7602206	26			
<b>Pb tot.</b>										
Entre grupo	5066.9294	13	389.76380	0.630	0.7919	95.023	1	95.02264	0.183	0.6774
dentro de grupo	8040.2154	13	618.47811			13012.122	25	520.48489		
total (corregido)	13107.145	26				13107.145	26			
<b>Cr tot.</b>										
Entre grupo	11659.671	13	896.8977	0.712	0.7256	1723.428	1	1723.4283	1.637	0.2124
dentro de grupo	16378.743	13	1259.9033			26314.985	25	1052.5994		
total (corregido)	28038.413	26				28038.413	26			
<b>Co tot.</b>										
Entre grupo	4148.6346	13	319.11805	2.372	0.0662	0.9661	1	0.96606	0.004	0.9502
dentro de grupo	1749.3150	13	134.56269			5896.8836	25	235.87534		
total (corregido)	5897.8496	26				5897.8496	26			
<b>Ni tot.</b>										
Entre grupo	9578.4830	13	736.80638	4.570	0.0050	9.263	1	9.26297	0.020	0.8906
dentro de grupo	2095.8667	13	161.22051			11665.087	25	466.60347		
total (corregido)	11674.350	26				11674.350	26			
<b>Cd tot.</b>										
Entre grupo	78.413806	13	6.0318312	2.217	0.0822	1.71468	1	1.7146835	0.383	0.5484
dentro de grupo	35.369165	13	2.7207050			112.06829	25	4.4827315		
total (corregido)	113.78297	26				113.78297	26			

TESIS CON  
 FALLA DE ORIGEN



Tabla 8. Matriz de correlación de los parámetros determinados en algunos suelos, de Tecamachalco, Edo. de Puebla. (n= 27)

	pH	CE	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	PSI	CIC	MO	NT	P	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	HCO <sub>3</sub>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	
pH	1.0000																		
	0.0000																		
CE	0.5541	1.0000																	
	0.0027	0.0000																	
Ca <sup>2+</sup>	-0.0923	-0.0155	1.0000																
	0.6470	0.9387	0.0000																
Mg <sup>2+</sup>	-0.4079	-0.2851	0.4374	1.0000															
	0.0347	0.1494	0.0225	0.0000															
Na <sup>+</sup>	0.1449	0.1197	0.5792	0.4020	1.0000														
	0.4709	0.5520	0.0015	0.0377	0.0000														
K <sup>+</sup>	0.1482	0.1818	0.7127	0.5178	0.6622	1.0000													
	0.4607	0.3642	0.0000	0.0057	0.0002	0.0000													
PSI	0.4708	0.4737	-0.2536	-0.1861	0.5042	0.0535	1.0000												
	0.0132	0.0126	0.2019	0.3528	0.0073	0.7909	0.0000												
CIC	-0.2174	-0.2586	0.0890	0.6092	0.6258	0.7211	-0.3220	1.0000											
	0.2761	0.1927	0.0000	0.0007	0.0005	0.0000	0.1014	0.0000											
MO	-0.0957	0.3517	0.3802	0.2609	0.5309	0.4002	0.2612	0.3117	1.0000										
	0.6348	0.0720	0.0504	0.1888	0.0044	0.0386	0.1881	0.1135	0.0000										
NT	-0.0702	0.3642	0.3581	0.2559	0.5434	0.3991	0.2995	0.2933	0.9951	1.0000									
	0.7278	0.0618	0.0667	0.1976	0.0034	0.0392	0.1291	0.1376	0.0000	0.0000									
P	-0.1836	0.1947	-0.3971	-0.2303	-0.4288	-0.1988	-0.0954	-0.3987	0.0190	0.0239	1.0000								
	0.3593	0.3304	0.0403	0.2477	0.0256	0.3201	0.6359	0.0394	0.9251	0.9058	0.0000								
Ca <sup>2+</sup>	0.1000	0.6029	-0.0386	-0.0210	0.0129	0.1025	0.3138	-0.2468	0.4177	0.3957	0.3997	1.0000							
	0.6197	0.0009	0.8484	0.9170	0.9491	0.6108	0.1110	0.2146	0.0301	0.0410	0.0388	0.0000							
Mg <sup>2+</sup>	0.0344	0.2410	-0.4133	-0.0596	-0.1445	-0.1718	0.1543	-0.3475	-0.1558	-0.1235	0.1611	-0.1703	1.0000						
	0.8647	0.2258	0.0321	0.7678	0.4722	0.3915	0.4422	0.0758	0.4379	0.5395	0.4223	0.3958	0.0000						
Na <sup>+</sup>	0.3999	0.6287	0.1818	0.1766	0.6232	0.5137	0.6935	0.1371	0.0610	0.6244	-0.1826	0.3947	0.0372	1.0000					
	0.0388	0.0004	0.3642	0.3781	0.0005	0.0061	0.0001	0.4951	0.0009	0.0005	0.3618	0.0416	0.8538	0.0000					
K <sup>+</sup>	0.4074	0.6613	-0.0223	-0.2816	-0.1657	0.2518	0.1715	-0.2473	0.2218	0.2171	0.4384	0.5188	0.0091	0.3468	1.0000				
	0.0349	0.0002	0.9120	0.1548	0.4088	0.2052	0.3923	0.2137	0.2663	0.2766	0.0222	0.0056	0.9639	0.0764	0.0000				
HCO <sub>3</sub>	0.2044	0.6192	-0.0509	-0.2608	0.0091	0.0874	0.2813	-0.2168	0.4871	0.4831	0.4458	0.6432	0.0374	0.4071	0.5908	1.0000			
	0.3064	0.0006	0.8008	0.1890	0.9640	0.6646	0.1552	0.2774	0.0100	0.0107	0.0198	0.0003	0.8532	0.0351	0.0012	0.0000			
Cl <sup>-</sup>	0.5010	0.4571	-0.2813	-0.2410	-0.0039	-0.1436	0.4073	-0.3542	-0.1083	-0.0790	0.1230	0.2943	0.0488	0.3078	0.2301	0.0101	1.0000		
	0.0078	0.0165	0.1552	0.2260	0.9845	0.4749	0.0350	0.0698	0.5908	0.6954	0.5411	0.1362	0.8092	0.1184	0.2482	0.9600	0.0000		
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.0011	0.1406	-0.1645	0.0771	0.0534	0.2265	0.2548	-0.1223	0.2426	0.2394	0.3592	0.2870	0.1075	0.2361	0.4662	0.4195	-0.3441	1.0000	
	0.9957	0.4843	0.4124	0.7024	0.7914	0.2569	0.1997	0.5435	0.2227	0.2291	0.0685	0.1467	0.5937	0.2357	0.0143	0.0294	0.0789	0.0000	

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

coeficiente de correlación

nivel de significancia

Tabla 8. Continuación

	pH	CE	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	PSI	CIC	MO	NT	P	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
P	-0.3847	-0.4368	0.5188	0.3173	0.2692	0.1725	-0.2373	0.5727	0.0853	0.0729	-0.5365	-0.2804	-0.2678	-0.0733	-0.3549	-0.3533	-0.3723	-0.2492
	0.0475	0.0227	0.0056	0.1068	0.1746	0.3897	0.2333	0.0018	0.6725	0.7177	0.0039	0.1566	0.1769	0.7164	0.0693	0.0707	0.0559	0.2101
	0.1062	0.2449	0.0679	0.0045	0.0024	0.0566	0.1292	-0.1040	0.2539	0.2314	-0.1364	0.3918	-0.2557	0.2589	0.3531	0.3809	0.0351	0.0972
	0.5979	0.2183	0.7366	0.9821	0.9903	0.7792	0.5208	0.6057	0.2013	0.2455	0.4975	0.0432	0.1980	0.1923	0.0708	0.0500	0.8619	0.6295
	-0.4338	-0.5373	-0.0595	0.0825	-0.0089	-0.0582	-0.1549	0.1970	-0.1186	-0.1187	0.0051	-0.3477	-0.1848	-0.1311	-0.2027	-0.3179	-0.1497	0.0692
	0.0238	0.0039	0.7681	0.6824	0.9648	0.7731	0.4406	0.3248	0.5556	0.5554	0.9800	0.0756	0.3562	0.5146	0.3105	0.1061	0.4560	0.7318
	-0.7000	-0.3587	0.3930	0.4104	0.3286	0.2325	-0.2127	0.5288	0.5331	0.5154	-0.0100	-0.0939	-0.1424	0.0427	-0.3166	-0.0651	-0.4014	0.1236
	0.0000	0.0662	0.0426	0.0335	0.0942	0.2432	0.2869	0.0046	0.0042	0.0059	0.9603	0.6414	0.4786	0.8326	0.1077	0.7470	0.0379	0.5390
	-0.2687	-0.3525	-0.0246	0.0901	0.0883	-0.1418	-0.1358	0.1223	-0.0172	-0.0209	0.1804	-0.1455	0.0469	-0.2752	-0.4960	-0.0250	-0.2860	-0.0807
	0.1753	0.0714	0.9030	0.6549	0.6613	0.4805	0.4994	0.5434	0.9321	0.9176	0.3679	0.4690	0.8163	0.1648	0.0085	0.9017	0.1481	0.6890
C	-0.0587	0.1635	0.7488	0.6360	0.7483	0.7822	0.1345	0.6868	0.6806	0.6845	-0.3210	0.0855	-0.1097	0.5258	0.0720	0.1580	-0.2482	0.1212
	0.7713	0.4151	0.0000	0.0004	0.0000	0.0000	0.5034	0.0001	0.0001	0.0001	0.1025	0.6714	0.5859	0.0049	0.7213	0.4312	0.2119	0.5469
	-0.3505	-0.4249	0.4805	0.6395	0.6956	0.5494	0.0252	0.7225	0.2702	0.2827	-0.2610	-0.3161	-0.0874	0.1970	-0.4028	-0.2703	-0.2671	-0.0168
	0.0731	0.0272	0.0112	0.0003	0.0001	0.0030	0.9005	0.0000	0.1729	0.1531	0.1886	0.1082	0.6648	0.3246	0.0108	0.1727	0.1781	0.9336
	-0.1964	-0.0787	0.5637	0.6991	0.7390	0.7411	0.1246	0.6640	0.5489	0.5516	-0.2093	0.0474	-0.1392	0.4412	-0.1948	0.0301	-0.2775	0.1681
	0.3263	0.6964	0.0022	0.0001	0.0000	0.0000	0.5357	0.0002	0.0030	0.0029	0.2948	0.8144	0.4886	0.0212	0.3302	0.8817	0.1611	0.4019
	-0.1593	-0.1963	0.4728	0.5542	0.5743	0.4722	0.0914	0.5375	0.4444	0.4605	-0.3099	-0.0930	-0.1396	0.2460	-0.2536	-0.0370	-0.2694	0.0312
	0.4274	0.3264	0.0128	0.0027	0.0017	0.0129	0.6503	0.0038	0.0202	0.0156	0.1157	0.6446	0.4873	0.2161	0.2018	0.8546	0.1742	0.8771
	0.0376	0.0922	-0.0114	0.1868	0.0883	-0.0995	0.0812	-0.0005	0.1154	0.0831	-0.0843	0.3045	-0.0989	0.0758	-0.1851	-0.0174	-0.0782	0.0713
	0.8523	0.6474	0.9545	0.3509	0.6613	0.6213	0.6861	0.9978	0.5665	0.6801	0.6760	0.1225	0.6236	0.7071	0.3552	0.9313	0.6981	0.7237
Z	-0.0493	0.1057	-0.0004	0.1261	0.0673	0.0819	-0.0241	-0.0149	0.1098	0.0977	0.4527	0.2735	0.2808	-0.1536	0.1521	0.3031	-0.0166	0.3205
	0.8070	0.5999	0.9986	0.5308	0.7387	0.6846	0.9048	0.9412	0.5856	0.6277	0.0177	0.1674	0.1560	0.4443	0.4488	0.1243	0.9344	0.1031
	0.1371	0.1388	0.0440	-0.2682	-0.2552	-0.1188	-0.1347	-0.0950	-0.2923	-0.3087	-0.2677	-0.0607	-0.1923	-0.0171	0.0048	-0.2855	0.1296	-0.3774
	0.4951	0.4899	0.8275	0.1761	0.1988	0.5550	0.5029	0.6375	0.1390	0.1172	0.1770	0.7638	0.3366	0.9324	0.9812	0.1488	0.5194	0.0523
	-0.2524	-0.2426	0.1903	0.2108	-0.0187	0.0574	-0.1548	0.2026	-0.0684	-0.0753	-0.2091	-0.1332	-0.1136	-0.0348	-0.1579	-0.1402	-0.1849	-0.0866
	0.2041	0.2228	0.3417	0.2913	0.9263	0.7760	0.4409	0.3109	0.7345	0.7088	0.2951	0.5078	0.5725	0.8633	0.4316	0.4853	0.3559	0.8674
	-0.2101	-0.0616	0.0035	0.2154	-0.1507	-0.0025	-0.1485	-0.0877	0.1158	0.0833	-0.0070	0.0914	0.0184	-0.1200	0.0520	-0.0442	-0.2597	0.3168
	0.2929	0.7602	0.9863	0.2806	0.4531	0.9901	0.4599	0.6636	0.5652	0.6794	0.9724	0.6503	0.9274	0.5511	0.7968	0.8268	0.1909	0.1073
	-0.1946	-0.1704	-0.1809	-0.0812	-0.0879	-0.3457	0.1605	-0.1801	0.1599	0.1917	-0.0212	-0.1250	0.1198	-0.0101	-0.1101	-0.0151	0.0713	-0.1729
	0.3306	0.3954	0.3665	0.6871	0.6629	0.0774	0.4238	0.3687	0.4255	0.3380	0.9164	0.5345	0.5517	0.9601	0.5847	0.9403	0.7238	0.3885

coeficiente de correlación

nivel de significancia

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Tabla 8. Continuación

	Pb	Cr	Co	Ni	Cd	Pb	Cr	Co	Ni	Cd	Pb	Cr	Co	Ni	Cd
<b>Pb</b>	1.0000														
<b>Cr</b>	0.0000	1.0000													
<b>Co</b>	0.1113	0.5803	1.0000												
<b>Ni</b>	0.4865	-0.1997	0.0101	1.0000											
<b>Cd</b>	0.4402	-0.1608	0.0216	0.3792	1.0000										
<b>Pb</b>	0.0184	-0.3953	0.0184	0.1585	0.1509	1.0000									
<b>Cr</b>	0.9276	0.0413	0.9276	0.4524	0.0000	0.2923	0.1581	-0.1897	0.4067	-0.0539	1.0000				
<b>Co</b>	0.1390	0.4309	0.3432	0.0353	0.7893	0.0000	1.0000								
<b>Ni</b>	0.4655	-0.1938	0.3933	0.6027	0.3151	0.5747	0.0000	1.0000							
<b>Cd</b>	0.0144	0.3327	0.0424	0.0009	0.1094	0.0017	0.0000	0.0000	1.0000						
<b>Pb</b>	0.2149	-0.0380	-0.0210	0.5244	0.1577	*0.8166	*0.8040	1.0000							
<b>Cr</b>	0.2817	0.8508	0.9173	0.0050	0.4321	0.0000	0.0000	0.0000	1.0000						
<b>Co</b>	0.3510	-0.0534	-0.0566	0.4669	0.0334	0.6836	0.6852	*0.8212	0.0000	1.0000					
<b>Ni</b>	0.0726	0.7912	0.7791	0.0141	0.8686	0.0001	0.0001	0.0000	0.0000	0.0000	1.0000				
<b>Cd</b>	-0.0310	0.0933	-0.3369	-0.0360	0.2024	-0.0062	-0.0256	0.1999	0.2221	0.0000	0.8780	0.6435	0.0858	0.8586	0.3112
<b>Pb</b>	-0.4220	-0.0934	-0.2945	-0.0201	0.2598	0.1130	0.0007	0.0620	-0.0869	-0.0741	1.0000				
<b>Cr</b>	0.0283	0.6431	0.1359	0.9206	0.1907	0.5746	0.9973	0.7587	0.6666	0.7134	0.0000	1.0000			
<b>Co</b>	0.1372	0.0925	-0.1112	-0.2198	-0.2043	-0.2373	-0.3843	-0.3281	-0.3892	0.1541	-0.6498	0.0000	1.0000		
<b>Ni</b>	0.4951	0.6464	0.5808	0.2706	0.3067	0.2334	0.0478	0.0947	0.0448	0.4429	0.0002	0.0000	1.0000		
<b>Cd</b>	0.5016	-0.0027	0.2254	0.2681	0.1818	0.1279	0.2374	0.1428	0.2811	0.0329	-0.3870	0.2739	0.0000	1.0000	
	0.0077	0.9893	0.2583	0.1763	0.3641	0.5248	0.2331	0.4772	0.1555	0.8706	0.0461	0.1668	0.0000	0.0000	1.0000
	-0.2395	0.0390	-0.2945	0.1903	-0.0490	0.1343	-0.2456	0.0029	-0.1398	0.1070	0.1696	0.1422	-0.0381	0.0000	0.0000
	0.2289	0.8468	0.1359	0.3418	0.8083	0.5042	0.2170	0.9885	0.4868	0.5952	0.3978	0.4794	0.8503	0.0000	0.0000
	0.2894	-0.1915	0.2516	0.2453	-0.0248	-0.0347	0.0479	-0.1254	0.2662	-0.2252	-0.2504	-0.1796	0.2699	-0.1598	0.0000
	0.1431	0.3386	0.2055	0.2175	0.9024	0.8635	0.8120	0.5330	0.1795	0.2586	0.2078	0.3701	0.1733	0.4258	0.0000

coeficiente de correlación  
nivel de significancia

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Interpretación del coeficiente de correlación

- |     |   |      |  |      |   |
|-----|---|------|--|------|---|
| 1.0 | Relación perfecta directamente proporcional | 0.2  | Relación débil directamente proporcional | -0.5 | Relación moderada inversamente proporcional |
| 0.8 | Relación fuerte directamente proporcional   | 0.0  | No hay relación                          | -0.8 | Relación fuerte inversamente proporcional   |
| 0.6 | Relación moderada directamente proporcional | -0.2 | Relación débil inversamente proporcional | -1.0 | Relación perfecta inversamente proporcional |

Multiple range analysis .pH by Muestreo

Level	Count	Average	Homogeneous Groups
3	18	7.4777778	X
1	18	7.6222222	XX
2	18	7.6722222	X

Multiple range analysis pH by Sitio

Level	Count	Average	Homogeneous Groups
17	3	7.4666667	X
16	3	7.5000000	X
1	3	7.5333333	X
10	3	7.5666667	X
11	3	7.5666667	X
12	3	7.5666667	X
13	3	7.5666667	X
14	3	7.5666667	X
18	3	7.5666667	X
2	3	7.6000000	X
5	3	7.6000000	X
6	3	7.6000000	X
7	3	7.6000000	X
15	3	7.6000000	X
8	3	7.6333333	X
3	3	7.6666667	X
4	3	7.6666667	X
9	3	7.7666667	X

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis CE Muestreo

Level	Count	Average	Homogeneous Groups
.3	18	717.22222	X
1	18	751.11111	X
2	18	761.11111	X

# **PAGINACIÓN DISCONTINUA**

## Multiple range analysis

CE by

Sitio

Method: 99 Percent Tukey HSD

Level Count Average Homogeneous Groups

9	3	730.00000	X
4	3	736.66667	X
5	3	736.66667	X
7	3	736.66667	X
8	3	736.66667	X
18	3	740.00000	X
3	3	743.33333	X
12	3	743.33333	X
15	3	743.33333	X
17	3	743.33333	X
1	3	746.66667	X
2	3	746.66667	X
6	3	746.66667	X
11	3	746.66667	X
16	3	746.66667	X
13	3	750.00000	X
14	3	750.00000	X
10	3	753.33333	X

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis for Ca by Muestreo

Method: 99 Percent Tukey HSD

Level	Count	Average	Homogeneous Groups
1	18	3.2222222	X
2	18	3.4111111	X
3	18	6.5450000	X

Multiple range analysis for Ca by Sitio

Method: 99 Percent Tukey HSD

Level	Count	Average	Homogeneous Groups
2	3	3.3666667	X
17	3	3.5333333	X
16	3	3.5866667	X
11	3	3.8400000	X
18	3	3.9166667	X
3	3	3.9333333	X
13	3	4.0533333	X
8	3	4.0666667	X
12	3	4.1333333	X
5	3	4.1466667	X
1	3	4.3866667	X
7	3	4.5066667	X
10	3	4.6133333	X
6	3	4.6533333	X
14	3	4.9066667	X
4	3	5.6000000	X
9	3	5.6133333	X
15	3	6.2133333	X

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis for Mg by Muestreo

Method: 99 Percent Tukey HSD

Level	Count	Average	Homogeneous Groups
2	18	2.4111111	X
1	18	2.4288889	X
3	18	3.1966667	X

Multiple range analysis for Mg by Sitio

Method: 99 Percent Tukey HSD

Level	Count	Average	Homogeneous Groups
16	3	2.4200000	X
13	3	2.4466667	X
17	3	2.4533333	X
1	3	2.4800000	X
11	3	2.4800000	X
15	3	2.5133333	X
10	3	2.5333333	X
12	3	2.5333333	X
14	3	2.5666667	X
8	3	2.5733333	X
6	3	2.6000000	X
4	3	2.7466667	X
5	3	2.7600000	X
7	3	2.7733333	X
9	3	2.8800000	X
2	3	3.0533333	X
18	3	3.1533333	X
3	3	3.2533333	X

Multiple range analysis for Na by Muestreo

Method: 99 Percent Tukey HSD

Level	Count	Average	Homogeneous Groups
3	18	2.7327778	X
1	18	2.7566667	X
2	18	2.7588889	X

Multiple range analysis for Na by Sitio

Method: 99 Percent Tukey HSD

Level	Count	Average	Homogeneous Groups
5	3	2.6400000	X
4	3	2.6566667	X
3	3	2.6733333	XX
1	3	2.6866667	XX
2	3	2.6933333	XX
6	3	2.7033333	XX
7	3	2.7033333	XX
8	3	2.7333333	XX
9	3	2.7500000	XX
13	3	2.7500000	XX
15	3	2.7500000	XX
14	3	2.7666667	XX
10	3	2.7866667	XX
11	3	2.8066667	XX
17	3	2.8133333	XX
18	3	2.8133333	XX
16	3	2.8466667	XX
12	3	2.9166667	X



Multiple range analysis for K by Muestreo

Method: 99 Percent Tukey HSD			
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
3	18	0.3622222	X
1	18	0.3894444	X
2	18	0.3894444	X

Multiple range analysis for K by Sitio

Method: 99 Percent Tukey HSD			
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
4	3	0.3600000	X
7	3	0.3733333	X
14	3	0.3733333	X
3	3	0.3766667	X
5	3	0.3766667	X
8	3	0.3766667	X
15	3	0.3766667	X
1	3	0.3800000	X
2	3	0.3800000	X
6	3	0.3800000	X
9	3	0.3800000	X
10	3	0.3800000	X
11	3	0.3800000	X
12	3	0.3800000	X
13	3	0.3833333	X
16	3	0.3966667	X
17	3	0.3966667	X
18	3	0.3966667	X

Multiple range analysis for HCO by Muestreo

Method: 99 Percent Tukey HSD			
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
1	18	5.077778	X
2	18	5.888889	X
3	18	10.566667	X

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis for HCO by Sitio

Method:	99	Percent	Tukey	HSD	
Level	Count	Average	Homogeneous Groups		
16	3	6.4666667	X		
17	3	6.5000000	X		
18	3	6.5000000	X		
11	3	6.8333333	X		
10	3	6.9666667	X		
8	3	7.0333333	X		
13	3	7.1000000	X		
5	3	7.1666667	X		
12	3	7.1666667	X		
3	3	7.2000000	X		
1	3	7.2333333	X		
2	3	7.3000000	X		
6	3	7.3000000	X		
7	3	7.3666667	X		
14	3	7.7000000	X		
15	3	7.7000000	X		
9	3	7.7666667	X		
4	3	7.9000000	X		

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis for CI by Muestreo

Method: 99 Percent Tukey HSD

Level Count Average Homogeneous Groups

1	18	1.6555556	X
3	18	2.2261111	X
2	18	2.3333333	X

Multiple range analysis for CI by Sitio

Method: 99 Percent Tukey HSD

Level Count Average Homogeneous Groups

2	3	1.7633333	X
1	3	1.8166667	X
13	3	1.8566667	X
3	3	1.8766667	X
7	3	1.8966667	X
18	3	1.9666667	X
14	3	1.9900000	X
5	3	2.0233333	X
17	3	2.0333333	X
6	3	2.0433333	X
8	3	2.0433333	X
12	3	2.0433333	X
10	3	2.1166667	X
11	3	2.1433333	X
4	3	2.1666667	X
16	3	2.4500000	X
15	3	2.5166667	X
9	3	2.5433333	X

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis for SO by Muestreo

Method: 99 Level	Percent Count	Tukey Average	HSD	Homogeneous Groups
3	18	0.4166667	X	
2	18	0.7927778	X	
1	18	1.9888889	X	

Multiple range analysis for SO by Sitio

Method: 99 Level	Percent Count	Tukey Average	HSD	Homogeneous Groups
5	3	0.7033333	X	
17	3	0.7166667	X	
6	3	0.7700000	X	
7	3	0.7900000	X	
11	3	0.8000000	X	
12	3	0.8333333	X	
8	3	0.8666667	X	
14	3	0.8833333	X	
1	3	0.8933333	X	
16	3	1.0333333	X	
3	3	1.0366667	X	
13	3	1.1500000	X	
10	3	1.1600000	X	
4	3	1.2500000	X	
2	3	1.2533333	X	
15	3	1.5833333	X	
9	3	1.6500000	X	
18	3	1.8166667	X	

Multiple range analysis for Pb by Muestreo

Method: 99 Level	Percent Count	Tukey Average	HSD	Homogeneous Groups
1	18	0.0933333	X	
3	18	0.1171667	X	
2	18	0.2363889	X	

Multiple range analysis for AGUA Pb by AGUA Sitio

Method: 99 Level	Percent Count	Tukey Average	HSD	Homogeneous Groups
4	3	0.0986667	X	
5	3	0.0986667	X	
7	3	0.0986667	X	
13	3	0.0986667	X	
8	3	0.1420000	X	
9	3	0.1420000	X	
10	3	0.1420000	X	
11	3	0.1420000	X	
12	3	0.1420000	X	
15	3	0.1420000	X	
16	3	0.1420000	X	
17	3	0.1420000	X	
14	3	0.1603333	X	
6	3	0.1820000	X	
1	3	0.1973333	X	
2	3	0.2036667	X	
3	3	0.2036667	X	
18	3	0.2036667	X	

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis for Cr by Muestreo

Method: 99 Percent Tukey HSD

Level Count Average Homogeneous Groups

Level	Count	Average	Homogeneous Groups
1	18	0.0140000	X
2	18	0.0168889	XX
3	18	0.0190000	X

Multiple range analysis for Cr by Sitio

Method: 99 Percent Tukey HSD

Level Count Average Homogeneous Groups

Level	Count	Average	Homogeneous Groups
6	3	0.0110000	X
13	3	0.0110000	X
1	3	0.0173333	X
2	3	0.0173333	X
3	3	0.0173333	X
4	3	0.0173333	X
5	3	0.0173333	X
7	3	0.0173333	X
8	3	0.0173333	X
9	3	0.0173333	X
10	3	0.0173333	X
11	3	0.0173333	X
12	3	0.0173333	X
14	3	0.0173333	X
15	3	0.0173333	X
16	3	0.0173333	X
17	3	0.0173333	X
18	3	0.0173333	X

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis for			Co by	Muestreo
Method: 99 Percent Tukey HSD				
Level	Count	Average	Homogeneous Groups	
1	18	0.0632778	X	
3	18	0.0823333	X	
2	18	0.0834444	X	

Multiple range analysis for			Co by	Sitio
Method: 99 Percent Tukey HSD				
Level	Count	Average	Homogeneous Groups	
1	3	0.0470000	X	
2	3	0.0470000	X	
9	3	0.0470000	X	
3	3	0.0473333	X	
7	3	0.0706667	X	
4	3	0.0713333	X	
6	3	0.0713333	X	
10	3	0.0713333	X	
11	3	0.0713333	X	
17	3	0.0713333	X	
13	3	0.0726667	X	
12	3	0.0823333	X	
16	3	0.0823333	X	
5	3	0.0943333	X	
15	3	0.0966667	X	
14	3	0.1056667	X	
8	3	0.1060000	X	
18	3	0.1186667	X	

TESIS CON  
 FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis for				Ni by	Muestreo
Method: 99 Percent Tukey HSD					
Level	Count	Average	Homogeneous Groups		
1	18	0.0669444	X		
2	18	0.0780000	XX		
3	18	0.0877778	X		

Multiple range analysis for				Ni by	Sitio
Method: 99 Percent Tukey HSD					
Level	Count	Average	Homogeneous Groups		
3	3	0.0590000	X		
1	3	0.0593333	X		
2	3	0.0683333	X		
4	3	0.0683333	X		
7	3	0.0683333	X		
10	3	0.0683333	X		
15	3	0.0683333	X		
11	3	0.0773333	X		
16	3	0.0773333	X		
17	3	0.0773333	X		
5	3	0.0776667	X		
14	3	0.0793333	X		
6	3	0.0863333	X		
8	3	0.0883333	X		
18	3	0.0883333	X		
12	3	0.0903333	X		
9	3	0.0960000	X		
13	3	0.0980000	X		

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis for Cd by Muestreo

Method: 99 Percent Tukey HSD

Level	Count	Average	Homogeneous Groups
3	18	0.0076667	X
1	18	0.0128333	XX
2	18	0.0165556	X

Multiple range analysis for AGUA.Cd by AGUA.Sitio

Method: 95 Percent Tukey HSD

Level	Count	Average	Homogeneous Groups
14	3	0.0090000	X
16	3	0.0090000	X
17	3	0.0090000	X
18	3	0.0090000	X
10	3	0.0106667	X
13	3	0.0106667	X
15	3	0.0106667	X
5	3	0.0110000	X
9	3	0.0110000	X
2	3	0.0126667	X
4	3	0.0126667	X
7	3	0.0126667	X
1	3	0.0143333	X
3	3	0.0143333	X
12	3	0.0143333	X
11	3	0.0160000	X
6	3	0.0176667	X

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN



Multiple range analysis for SUELO pH by SUELO Profundida

Method: 99 Percent Tukey HSD			
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
0-30	14	8.1785714	X
30-60	13	8.2153846	X

Multiple range analysis for SUELO pH by SUELO Sitio

Method: 99 Percent Tukey HSD			
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
6	2	7.8000000	X
9	2	7.9500000	XX
5	2	8.0500000	XX
10	2	8.1000000	XX
14	2	8.1500000	XX
4	2	8.2000000	XX
7	2	8.2000000	XX
1	2	8.3000000	XX
2	2	8.3000000	XX
3	2	8.3000000	XX
11	2	8.3000000	XX
12	2	8.3500000	XX
13	2	8.4000000	X
8	1	8.5000000	XX

Multiple range analysis for SUELO CE by SUELO Profundida

Method: 99 Percent Tukey HSD			
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
30-60	13	983.8462	X
0-30	14	1070.7143	X

Multiple range analysis for SUELO CE by SUELO Sitio

Method: 99 Percent Tukey HSD			
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
6	2	730.0000	X
5	2	805.0000	XX
4	2	860.0000	XX
7	2	905.0000	XX
14	2	945.0000	XX
2	2	955.0000	XX
9	2	1015.0000	XX
3	2	1045.0000	XX
10	2	1065.0000	XX
12	2	1085.0000	XX
11	2	1125.0000	XX
13	2	1170.0000	XX
8	1	1420.0000	XX
1	2	1475.0000	X

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis for SUELO Ca: by SUELO Profundida

Level	Count	Average	Homogeneous Groups
0-30	14	17.464286	X
30-60	13	19.238462	X

Multiple range analysis for SUELO Ca: by SUELO Sitio

Level	Count	Average	Homogeneous Groups
2	2	9.500000	X
12	2	11.500000	XX
14	2	11.500000	XX
8	1	12.000000	XXX
10	2	14.500000	XXX
7	2	14.750000	XXX
9	2	15.000000	XXX
4	2	19.500000	XXX
1	2	21.250000	XXX
6	2	21.300000	XXX
3	2	22.250000	XXX
13	2	25.000000	XX
11	2	27.500000	X
5	2	27.750000	X

Multiple range analysis for SUELO Mg by SUELO Profundida

Level	Count	Average	Homogeneous Groups
30-60	13	6.3461538	X
0-30	14	6.5000000	X

Multiple range analysis for SUELO Mg by SUELO Sitio

Level	Count	Average	Homogeneous Groups
2	2	3.000000	X
14	2	3.250000	X
7	2	3.500000	X
8	1	4.000000	X
3	2	4.750000	X
13	2	4.750000	X
1	2	5.000000	X
12	2	6.000000	X
9	2	6.750000	X
10	2	7.250000	X
4	2	7.500000	X
5	2	9.000000	X
11	2	11.500000	X
6	2	12.500000	X

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis for SUELO.Na by SUELO.Profundida

Method:	99 Percent	Tukey	HSD
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
0-30	14	.9542857	X
30-60	13	1.1192308	X

Multiple range analysis for SUELO.Na by SUELO.Sitio

Method:	99 Percent	Tukey	HSD
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
2	2	.5700000	X
13	2	.5700000	X
14	2	.7000000	XX
7	2	.7050000	XX
12	2	.7300000	XX
9	2	.7650000	XX
10	2	.9000000	XX
6	2	.9050000	XX
1	2	1.0850000	XX
4	2	1.0850000	XX
8	1	1.1700000	XXX
5	2	1.2600000	XXX
3	2	1.7650000	XX
11	2	2.3300000	X

Multiple range analysis for SUELO.K by SUELO.Profundida

Method:	99 Percent	Tukey	HSD
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
30-60	13	.8923077	X
0-30	14	.9492857	X

Multiple range analysis for SUELO.K by SUELO.Sitio

Method:	99 Percent	Tukey	HSD
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
2	2	.4300000	X
14	2	.4350000	X
7	2	.4900000	X
10	2	.5150000	X
12	2	.5650000	XX
6	2	.7900000	XXX
3	2	.8500000	XXXX
9	2	.9050000	XXXX
1	2	1.0500000	XXX
13	2	1.1300000	XX
8	1	1.2300000	XX
5	2	1.3300000	X
4	2	1.3400000	X
11	2	2.0000000	X

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis for SUELO CICT by SUELO Profundida

Method:	99 Percent	Tukey HSD	
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
0-30	14	23.038571	X
30-60	13	26.500000	X

Multiple range analysis for SUELO CICT by SUELO Sitio

Method:	99 Percent	Tukey HSD	
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
2	2	10.865000	X
12	2	14.995000	X
8	1	15.000000	XX
14	2	15.325000	XXX
7	2	16.190000	XXXX
1	2	20.105000	XXXXX
10	2	21.300000	XXXXX
9	2	22.280000	XXXXXXX
13	2	30.325000	X XXXX
3	2	33.145000	X XXX
6	2	33.145000	X XXX
4	2	33.470000	XXX
5	2	36.840000	XX
11	2	38.035000	X

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis for SUELO.MO by SUELO.Profundida

Method:	99 Percent	Tukey	HSD	
Level	Count	Average	Homogeneous Groups	
30-60	13	.9100000	X	
0-30	14	1.2971429	X	

Multiple range analysis for SUELO.MO by SUELO Sitio

Method:	99 Percent	Tukey	HSD	
Level	Count	Average	Homogeneous Groups	
4	2	.4700000	X	
2	2	.4750000	X	
14	2	.5050000	X	
12	2	.6350000	X	
5	2	.8350000	X	
13	2	.9350000	X	
7	2	.9850000	X	
10	2	1.2250000	X	
6	2	1.2750000	X	
8	1	1.3200000	X	
9	2	1.4200000	X	
1	2	1.6950000	X	
11	2	1.9350000	X	
3	2	1.9450000	X	

Multiple range analysis for SUELO NT by SUELO Profundida

Method:	99 Percent	Tukey	HSD	
Level	Count	Average	Homogeneous Groups	
30-60	13	.0453846	X	
0-30	14	.0664286	X	

Multiple range analysis for SUELO NT by SUELO Sitio

Method:	99 Percent	Tukey	HSD	
Level	Count	Average	Homogeneous Groups	
2	2	.0250000	X	
4	2	.0250000	X	
14	2	.0250000	X	
12	2	.0350000	X	
5	2	.0400000	X	
13	2	.0450000	X	
7	2	.0500000	X	
10	2	.0600000	X	
6	2	.0650000	X	
8	1	.0700000	X	
9	2	.0700000	X	
1	2	.0850000	X	
3	2	.1000000	X	
11	2	.1000000	X	

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis for SUELO P by SUELO Profundida

Method: 99 Percent Tukey HSD			
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
30-60	13	4.709231	X
0-30	14	13.697857	X

Multiple range analysis for SUELO P by SUELO Sitio

Method: 99 Percent Tukey HSD			
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
5	2	2.300000	X
3	2	2.690000	X
11	2	3.675000	X
1	2	3.855000	X
6	2	5.655000	X
12	2	5.715000	X
7	2	7.085000	X
4	2	9.970000	X
14	2	11.050000	X
2	2	12.890000	X
13	2	13.850000	X
10	2	17.935000	X
9	2	19.355000	X
8	1	20.940000	X

Multiple range analysis for SALES. Ca. by SALES Profundida

Method: 99 Percent Tukey HSD			
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
30-60	13	4.1538462	X
0-30	14	4.8078571	X

Multiple range analysis for SALES. Ca by SALES Sitio

Method: 99 Percent Tukey HSD			
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
12	2	2.8000000	X
4	2	3.2950000	XX
5	2	3.4500000	XX
3	2	3.6000000	XX
6	2	3.9000000	XX
14	2	3.9500000	XX
7	2	4.1950000	XX
13	2	4.5150000	XX
2	2	4.6300000	XX
9	2	4.8300000	XX
11	2	5.0600000	XX
10	2	6.0000000	XX
8	1	6.4600000	XX
1	2	7.2000000	X

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis for SALES Mg by SALES: Profundida

---

Method: 99 Percent Tukey HSD

Level	Count	Average	Homogeneous Groups
30-60	13	4.3053846	X
0-30	14	4.3714286	X

---

Multiple range analysis for SALES Mg by SALESSUE.Sitio

---

Method: 99 Percent Tukey HSD

Level	Count	Average	Homogeneous Groups
13	2	3.5600000	X
6	2	3.5650000	X
2	2	3.7700000	X
5	2	3.8300000	X
3	2	3.8500000	X
11	2	3.8700000	X
7	2	4.1850000	X
1	2	4.3000000	X
14	2	4.4500000	X
8	1	4.5400000	X
10	2	4.6300000	X
4	2	4.7350000	X
9	2	4.7700000	X
12	2	6.8000000	X

---

Multiple range analysis for SALES Na by SALES: Profundida

---

Method: 99 Percent Tukey HSD

Level	Count	Average	Homogeneous Groups
30-60	13	3.8315385	X
0-30	14	4.3378571	X

---

Multiple range analysis for SALES Na by SALES: Sitio

---

Method: 99 Percent Tukey HSD

Level	Count	Average	Homogeneous Groups
7	2	2.3400000	X
13	2	2.5150000	XX
14	2	3.1650000	XXX
6	2	3.1700000	XXX
4	2	3.3000000	XXX
10	2	3.4300000	XXX
5	2	3.5150000	XXX
2	2	3.5150000	XXX
9	2	3.5350000	XXX
12	2	4.0150000	XXX
3	2	5.8600000	XXX
1	2	6.2750000	XX
11	2	6.8200000	X
8	1	7.6300000	X

---

TESIS CON  
 FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis for SALES K by SALES Profundida

Method: 99 Percent Tukey HSD			
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
30-60	13	.3000000	X
0-30	14	.4500000	X

Multiple range analysis for SALES K by SALES Sitio

Method: 99 Percent Tukey HSD			
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
6	2	.2100000	X
10	2	.2350000	X
14	2	.2600000	X
3	2	.2750000	X
7	2	.2850000	X
4	2	.3050000	X
5	2	.3250000	X
12	2	.3500000	X
11	2	.3550000	X
9	2	.4350000	X
2	2	.4550000	X
1	2	.5950000	X
13	2	.6150000	X
8	1	.8000000	X

Multiple range analysis for SALES HCO. by SALESSUE Profundida

Method: 99 Percent Tukey HSD			
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
30-60	13	5.0361538	X
0-30	14	7.1807143	X

Multiple range analysis for SALES HCO by SALES Sitio

Method: 99 Percent Tukey HSD			
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
6	2	3.9450000	X
5	2	4.6200000	X
4	2	4.7600000	X
14	2	4.8700000	X
2	2	5.7150000	X
12	2	5.8050000	X
9	2	6.1550000	X
7	2	6.3050000	X
13	2	6.5150000	X
11	2	6.5700000	X
3	2	6.8350000	X
10	2	7.7150000	X
8	1	8.7900000	X
1	2	8.7950000	X

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN



Multiple range analysis for SALES. CI by SALES. Profundida

Method:	99 Percent	Tukey HSD	
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
0-30	14	3.9235714	X
30-60	13	4.2153846	X

Multiple range analysis for SALES. CI by SALES. Sitio

Method:	99 Percent	Tukey HSD	
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
5	2	2.7100000	X
6	2	3.2400000	X
7	2	3.5450000	X
12	2	3.7500000	X
10	2	3.7800000	X
11	2	3.8200000	X
4	2	3.8350000	X
9	2	4.3150000	X
13	2	4.3350000	X
14	2	4.3700000	X
1	2	4.5800000	X
3	2	4.7900000	X
2	2	5.0950000	X
8	1	5.4000000	X

Multiple range analysis for SALES. SO by SALES. Profundida

Method:	99 Percent	Tukey HSD	
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
30-60	13	3.0038462	X
0-30	14	4.7671429	X

Multiple range analysis for SALES. SO by SALES. Sitio

Method:	99 Percent	Tukey HSD	
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
3	2	1.9650000	X
7	2	2.5650000	X
4	2	2.6500000	X
14	2	2.9900000	X
6	2	2.9950000	X
13	2	3.0800000	X
2	2	3.4250000	X
1	2	3.6750000	X
10	2	4.3650000	X
11	2	4.8750000	X
12	2	4.9050000	X
5	2	5.3900000	X
9	2	5.4750000	X
8	1	9.0800000	X

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis for METAL Pb E by METAL Profundida

Method:	99	Percent	Tukey	HSD	
Level	Count		Average		Homogeneous Groups
0-30	14		.8523571		X
30-60	13		.9500000		X

Multiple range analysis for METAL Pb E by METAL Sitio

Method:	99	Percent	Tukey	HSD	
Level	Count		Average		Homogeneous Groups
8	1		.6280000		X
9	2		.6280000		XX
12	2		.6280000		XX
2	2		.7325000		XXX
10	2		.7325000		XXX
11	2		.7325000		XXX
13	2		.7325000		XXX
14	2		.7325000		XXX
7	2		.9420000		XXXX
1	2		1.0470000		XXXX
3	2		1.1515000		XXXX
4	2		1.1515000		XXXX
6	2		1.2560000		X XX
5	2		1.3610000		X X

Multiple range analysis for METAL Cr E by METAL Profundida

Method:	99	Percent	Tukey	HSD	
Level	Count		Average		Homogeneous Groups
30-60	13		.0400000		X
0-30	14		.0428571		X

Multiple range analysis for METAL Cr E by METAL Sitio

Method:	99	Percent	Tukey	HSD	
Level	Count		Average		Homogeneous Groups
2	2		.0400000		X
3	2		.0400000		X
4	2		.0400000		X
5	2		.0400000		X
6	2		.0400000		X
7	2		.0400000		X
8	1		.0400000		X
9	2		.0400000		X
10	2		.0400000		X
11	2		.0400000		X
12	2		.0400000		X
13	2		.0400000		X
14	2		.0400000		X
1	2		.0600000		X

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis for METAL Co E by METAL Profundida

Level	Count	Average	HSD	Homogeneous Groups
30-60	13	.2089231	X	
0-30	14	.2195000	X	

Multiple range analysis for METAL Co E by METAL Sitio

Level	Count	Average	HSD	Homogeneous Groups
1	2	.1430000	X	
7	2	.1430000	X	
10	2	.1430000	X	
11	2	.1430000	X	
12	2	.1430000	X	
13	2	.1430000	X	
8	1	.2140000	X	
9	2	.2500000	X	
14	2	.2500000	X	
5	2	.2855000	X	
2	2	.2860000	X	
3	2	.2860000	X	
4	2	.2860000	X	
6	2	.2860000	X	

Multiple range analysis for METAL Ni E by METAL Profundida

Level	Count	Average	HSD	Homogeneous Groups
30-60	13	.8520769	X	
0-30	14	.8836429	X	

Multiple range analysis for METAL Ni E by METAL Sitio

Level	Count	Average	HSD	Homogeneous Groups
2	2	.3240000	X	
12	2	.4315000	XX	
13	2	.5030000	XXX	
1	2	.6470000	XXX	
14	2	.7190000	XXX	
4	2	.7550000	XXX	
8	1	.7910000	XXX	
7	2	.8270000	XXX	
10	2	.9350000	XXX	
11	2	.9710000	XXX	
5	2	1.2230000	XXX	
3	2	1.2590000	XXX	
6	2	1.3310000	XX	
9	2	1.4030000	X	

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis for METAL Cd E by METAL Profundida

Method:	99 Percent	Tukey	HSD	
Level	Count	Average	Homogeneous Groups	
30-60	13	.0344615	X	
0-30	14	.0360000	X	

Multiple range analysis for METAL Cd E by METAL Sitio

Method:	99 Percent	Tukey	HSD	
Level	Count	Average	Homogeneous Groups	
8	1	.0160000	X	
1	2	.0200000	X	
9	2	.0280000	X	
6	2	.0320000	XX	
7	2	.0320000	XX	
12	2	.0320000	XX	
13	2	.0320000	XX	
4	2	.0360000	XX	
2	2	.0400000	XX	
3	2	.0400000	XX	
5	2	.0400000	XX	
11	2	.0400000	XX	
14	2	.0400000	XX	
10	2	.0560000	X	

Multiple range analysis for METAL Pb A by METAL Profundida

Method:	99 Percent	Tukey	HSD	
Level	Count	Average	Homogeneous Groups	
30-60	13	10.895892	X	
0-30	14	12.202379	X	

Multiple range analysis for METAL Pb A by METAL Sitio

Method:	99 Percent	Tukey	HSD	
Level	Count	Average	Homogeneous Groups	
14	2	6.240000	X	
2	2	6.250000	X	
10	2	9.375000	XX	
4	2	10.416650	XX	
12	2	10.416650	XX	
7	2	10.416700	XX	
8	1	10.416700	XX	
9	2	10.416700	XX	
13	2	11.458350	XX	
1	2	13.541650	XXX	
3	2	13.541650	XXX	
6	2	13.541650	XXX	
5	2	14.583300	XX	
11	2	20.833300	X	

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis for METAL Cr A by METAL Profundida

Method: 99 Percent Tukey HSD	Level	Count	Average	Homogeneous Groups
	0-30	14	10.765071	X
	30-60	13	11.056931	X

Multiple range analysis for METAL Cr A by METAL Sitio

Method: 99 Percent Tukey HSD	Level	Count	Average	Homogeneous Groups
	13	2	5.118100	X
	1	2	6.496050	XX
	2	2	7.677150	XXX
	8	1	7.874000	XXX
	14	2	7.874000	XXX
	7	2	8.267700	XXX
	12	2	8.661400	XXX
	10	2	10.636100	XXX
	9	2	11.817000	XXX
	6	2	13.188950	XXX
	5	2	14.960600	XX
	3	2	15.177000	XX
	4	2	16.288550	X
	11	2	17.125950	X

Multiple range analysis for METAL Co A by METAL Profundida

Method: 99 Percent Tukey HSD	Level	Count	Average	Homogeneous Groups
	30-60	13	8.4339231	X
	0-30	14	8.9587500	X

Multiple range analysis for METAL Co A by METAL Sitio

Method: 99 Percent Tukey HSD	Level	Count	Average	Homogeneous Groups
	14	2	5.478300	X
	2	2	5.967750	XX
	13	2	6.167750	XX
	12	2	6.990150	XXX
	8	1	7.401400	XXX
	1	2	7.812550	XXX
	7	2	8.223700	XXX
	6	2	9.046050	XXX
	10	2	9.046050	XXX
	3	2	9.457250	XXX
	9	2	9.868400	XX
	4	2	9.868450	XX
	5	2	10.690800	X
	11	2	15.213850	X

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis for METAL Ni A by METAL Profundida

Method:	99 Percent Tukey HSD		
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
30-60	13	11.161538	X
0-30	14	11.228571	X

Multiple range analysis for METAL Ni A by METAL Sitio

Method:	99 Percent Tukey HSD		
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
14	2	2.950000	X
13	2	7.500000	XX
2	2	9.000000	XXX
1	2	9.600000	XXX
8	1	9.600000	XXX
12	2	9.900000	XXX
10	2	11.400000	XXX
9	2	11.700000	XXX
4	2	12.900000	XX
3	2	13.200000	XX
5	2	13.200000	XX
6	2	13.200000	XX
7	2	14.400000	XX
11	2	17.400000	X

Multiple range analysis for METAL Cd A by METAL Profundida

Method:	99 Percent Tukey HSD		
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
0-30	14	.4842643	X
30-60	13	.6763308	X

Multiple range analysis for METAL Cd A by METAL Sitio

Method:	99 Percent Tukey HSD		
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
2	2	.3178000	X
14	2	.3178000	X
3	2	.3707500	X
4	2	.3707500	X
6	2	.3707500	X
8	1	.4237000	X
9	2	.4237000	X
13	2	.4237000	X
12	2	.4767000	X
5	2	.5297000	X
7	2	.5297000	X
11	2	.6885500	X
1	2	.7945000	X
10	2	1.9597500	X

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis for METALSUE.Pb T by METALSUE.Profundida

Method: 99	Percent	Tukey	HSD	
Level	Count	Average		Homogeneous Groups
30-60	13	64.102077	X	
0-30	14	67.856643	X	

Multiple range analysis for METALSUE.Pb T by METALSUE.Sitio

Method: 99	Percent	Tukey	HSD	
Level	Count	Average		Homogeneous Groups
1	2	55.555000	X	
2	2	55.555000	X	
3	2	55.555000	X	
4	2	55.555000	X	
5	2	55.555000	X	
6	2	55.555000	X	
7	2	55.555000	X	
8	1	55.555000	X	
14	2	55.555000	X	
9	2	83.333000	X	
11	2	83.333000	X	
12	2	83.333000	X	
13	2	83.333000	X	
10	2	86.110500	X	

Multiple range analysis for METALSUE.Cr T by METALSUE.Profundida

Method: 99	Percent	Tukey	HSD	
Level	Count	Average		Homogeneous Groups
0-30	14	87.27429	X	
30-60	13	103.26408	X	

Multiple range analysis for METALSUE.Cr T by METALSUE.Sitio

Method: 99	Percent	Tukey	HSD	
Level	Count	Average		Homogeneous Groups
11	2	67.77650	X	
9	2	67.79650	X	
3	2	76.23100	X	
12	2	76.27100	X	
4	2	84.74600	X	
6	2	88.98300	X	
10	2	88.98300	X	
2	2	93.22050	X	
7	2	94.76300	X	
8	1	101.69500	X	
5	2	114.40700	X	
13	2	118.64400	X	
1	2	122.88100	X	
14	2	136.58650	X	

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Multiple range analysis for METAL Co T by METAL Profundida

Method: 99 Percent Tukey HSD			
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
0-30	14	145.82143	X
30-60	13	146.20000	X

Multiple range analysis for METAL Co T by METAL Sitio

Method: 99 Percent Tukey HSD			
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
14	2	127.50000	X
9	2	135.40000	X
11	2	135.40000	X
12	2	135.40000	X
13	2	135.40000	X
1	2	145.80000	X
3	2	145.80000	X
4	2	145.80000	X
7	2	145.80000	X
8	1	145.80000	X
2	2	156.25000	X
6	2	156.25000	X
10	2	156.25000	X
5	2	177.10000	X

Multiple range analysis for METAL Ni T by METAL Profundida

Method: 99 Percent Tukey HSD			
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
30-60	13	78.589462	X
0-30	14	79.761714	X

Multiple range analysis for METAL Ni T by METAL Sitio

Method: 99 Percent Tukey HSD			
Level	Count	Average	Homogeneous Groups
4	2	33.33300	X
3	2	50.00000	XX
2	2	58.33300	XX
1	2	74.99950	XX
7	2	83.33300	XX
8	1	83.33300	XX
10	2	83.33300	XX
12	2	83.33300	XX
5	2	91.66650	XX
6	2	91.66650	XX
9	2	91.66650	XX
11	2	91.66650	XX
13	2	91.66650	XX
14	2	102.50000	X

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN



Multiple range analysis for METAL Cd T by METAL Profundida

---

Method: 99 Percent Tukey HSD

Level	Count	Average	Homogeneous Groups
30-60	13	6.2370000	X
0-30	14	6.7413571	X

---

Multiple range analysis for METAL Cd T by METAL Sitio

---

Method: 99 Percent Tukey HSD

Level	Count	Average	Homogeneous Groups
11	2	4.4940000	X
13	2	4.4940000	X
14	2	4.5865000	X
1	2	5.6175000	X
5	2	5.6175000	X
9	2	5.6175000	X
10	2	5.6175000	X
4	2	5.6180000	X
12	2	6.7410000	X
2	2	7.8650000	X
3	2	8.9890000	X
6	2	8.9890000	X
7	2	8.9890000	X
8	1	8.9890000	X

---

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN